

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS DOCTORAL

**Análisis de la sostenibilidad de un paisaje agrícola de olivar
aplicando modelos dinámicos: diferentes escenarios de
gestión**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Antonio Alberto Rodríguez Sousa

DIRECTORES

Alejandro Javier Rescia Perazzo
Jesús María Barandica Fernández

Madrid

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS DOCTORAL

**ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD DE UN PAISAJE AGRÍCOLA
DE OLIVAR APLICANDO MODELOS DINÁMICOS: DIFERENTES
ESCENARIOS DE GESTIÓN**

**MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR**

ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

DIRECTOR

**Dr. ALEJANDRO JAVIER RESCIA PERAZZO
Dr. JESÚS MARÍA BARANDICA FERNÁNDEZ**

© ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

UNIVERSITY COMPLUTENSE OF MADRID
FACULTY OF BIOLOGICAL SCIENCES



DOCTORAL THESIS

ANALYSIS OF THE SUSTAINABILITY OF AN AGRICULTURAL
LANDSCAPE OF OLIVE GROVES APPLYING DYNAMIC MODELS:
DIFFERENT MANAGEMENT SCENARIOS

THESIS SUBMITTED IN PARTIAL FULFILLMENT OF THE
REQUIREMENTS FOR THE DEGREE OF DOCTOR OF PHILOSOPHY

PRESENTED BY

ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

DIRECTOR

Dr. ALEJANDRO JAVIER RESCIA PERAZZO
Dr. JESÚS MARÍA BARANDICA FERNÁNDEZ

© ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDAD, ECOLOGÍA Y EVOLUCIÓN
UNIDAD DOCENTE DE ECOLOGÍA



TESIS DOCTORAL
PROGRAMA D9BR - DOCTORADO EN ECOLOGÍA

ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD DE UN PAISAJE AGRÍCOLA DE OLIVAR APLICANDO MODELOS DINÁMICOS: DIFERENTES ESCENARIOS DE GESTIÓN

AUTOR: ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

DIRECTORES: DR. ALEJANDRO JAVIER RESCIA PERAZZO

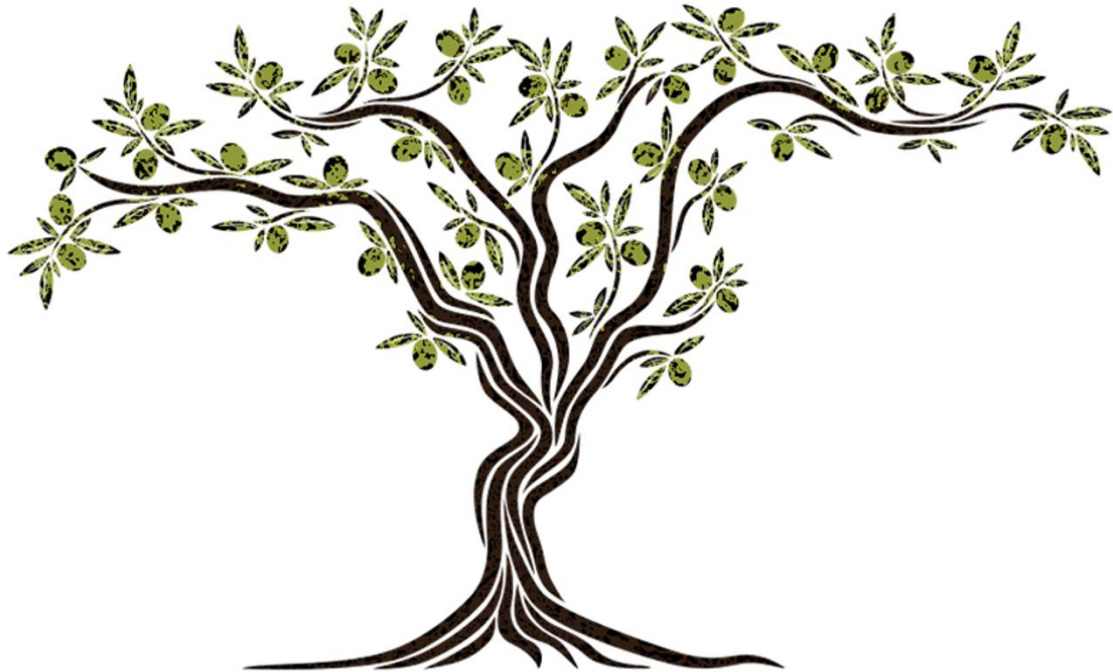
DR. JESÚS MARÍA BARANDICA FERNÁNDEZ



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CC. BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDAD ECOLOGÍA Y EVOLUCIÓN



ANÁLISIS DE LA SOSTENIBILIDAD DE UN PAISAJE AGRÍCOLA
DE OLIVAR APLICANDO MODELOS DINÁMICOS: DIFERENTES
ESCENARIOS DE GESTIÓN



TESIS DOCTORAL

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR

ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

DIRECTOR

Dr. ALEJANDRO JAVIER RESCIA PERAZZO
Dr. JESÚS MARÍA BARANDICA FERNÁNDEZ

© ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

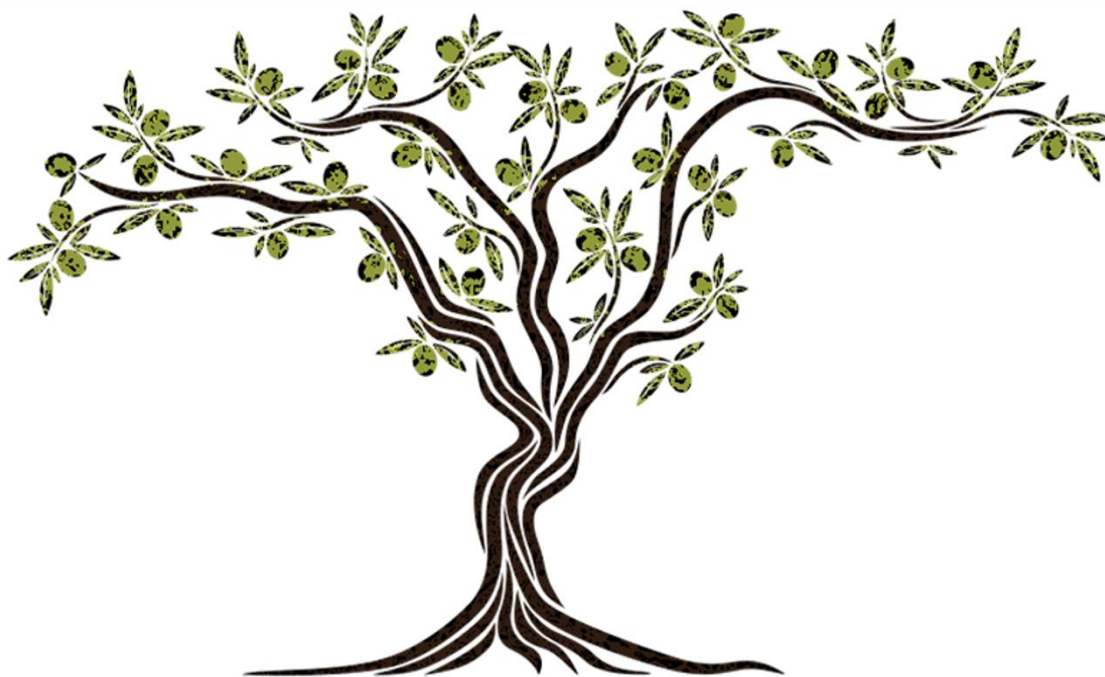
Madrid, 2020



UNIVERSITY COMPLUTENSE OF MADRID
FACULTY OF BIOLOGICAL SCIENCES
DEPARTMENT OF BIODIVERSITY, ECOLOGY AND EVOLUTION



ANALYSIS OF THE SUSTAINABILITY OF AN AGRICULTURAL
LANDSCAPE OF OLIVE GROVES APPLYING DYNAMIC MODELS:
DIFFERENT MANAGEMENT SCENARIOS



DOCTORAL THESIS

SUBMITTED IN PARTIAL FULFILLMENT OF THE REQUIREMENTS
FOR THE DEGREE OF DOCTOR OF PHILOSOPHY
PRESENTED BY

ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

DIRECTOR

Dr. ALEJANDRO JAVIER RESCIA PERAZZO
Dr. JESÚS MARÍA BARANDICA FERNÁNDEZ

© ANTONIO ALBERTO RODRÍGUEZ SOUSA

Madrid, 2020

Durante la presente tesis doctoral, Antonio Alberto Rodríguez Sousa fue beneficiario de una Ayuda para Contratos Predoctorales de Personal Investigador en Formación, financiada por la Universidad Complutense de Madrid y el Banco Santander (CT27/16 – CT28/16, Convocatoria 2016). Tipo de Contrato: [401] Relación Laboral de Carácter Especial 9921.

En memoria de mis abuelos maternos, D. Antonio Rodríguez Hermida (01/06/1918-14/03/2014) y Dña. Herminda Sousa Cougil (08/09/1917-02/04/2016), D.E.P.

A mi madre, Dña. María Aurora Rodríguez Sousa,

“The hardest choices require the strongest wills”.

Thanos (1013/1018-2018/2023).

“Gran parte de lo mejor que tenemos reside en nuestro amor a la familia, esto es la medida de nuestra estabilidad, porque mide nuestro sentido de la lealtad”.

Haniel Hong (1988-1956).

AGRADECIMIENTOS

Durante el proceso de realización y defensa de la presente tesis doctoral quiero agradecer a numerosas personas y organizaciones, cuya ayuda ha sido imprescindible para el desarrollo de mi formación académica y personal. Desde un punto de vista profesional debo agradecer a la Universidad Complutense de Madrid, mi “*Alma mater*”, por haberme concedido un contrato predoctoral de Investigador en Formación UCM-Santander, correspondiente a la convocatoria del año 2016 (CT27/16-CT28/16), para poder realizar esta investigación. Del mismo modo, debo mostrar mi agradecimiento por la concesión de dos ayudas para estancias breves de movilidad investigadora, durante las convocatorias del año 2017 y 2018 respectivamente (EB40/17 // EB76/18).

Quiero agradecer también a todo el personal, docente y administrativo, de la Unidad Docente de Ecología, perteneciente al Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Complutense de Madrid (C/ José Antonio Novais 12, 28040 Madrid, España). En particular, debo agradecer a la Comisión Académica y al Coordinador del Programa Oficial de Doctorado en Ecología (D9BR), el Dr. José Manuel Serrano Talavera, por admitirme en dicho Programa y darme la oportunidad de continuar, tras la finalización de mis estudios universitarios, mi carrera investigadora. Debo mostrar adicionalmente mi agradecimiento a la Escuela y Comisión de Doctorado de la Universidad Complutense de Madrid, por su papel como entidad orientadora para los estudiantes predoctorales. Adicionalmente, quiero transmitir mi más sincero agradecimiento a mi Director y Co-Director (tutor) de tesis, el Dr. Alejandro Javier Rescia Perazzo y el Dr. Jesús María Barandica Fernández, por acogerme bajo su tutela académica y, a su vez, permitirme colaborar en la docencia del Departamento anteriormente citado. Con ambos Directores comenzó mi proceso de aprendizaje en el mundo académico como investigador, y debo agradecer su constante orientación y consejos para adecuarme a la dinámica propia de este entorno laboral. También quiero mostrar mi gratitud por sus constantes comentarios, sugerencias, apoyo y correcciones que han mejorado notablemente la calidad científica de la presente tesis doctoral.

Por otra parte, quiero agradecer a los Centros de investigación receptores de mis estancias predoctorales: el Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA) de Granada (Camino de Purchil s/n,

18004 Granada, España); y al Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas (ICAAM), perteneciente a la Universidade de Évora, Portugal (Herdade da Mitra, 7000-083 Évora, Portugal). En particular quiero mostrar mi agradecimiento para con los Directores que me asesoraron durante ambas estancias, el Dr. Samir Sayadi Gmada y el Dr. Carlos Parra López, en Granada; y la Dra. Teresa Pinto Correia junto al Dr. José Rafael Muñoz-Rojas Morenés en Portugal.

Mi agradecimiento también hacia el Dr. Moisés Caballero Páez, Secretario General de la Denominación de Origen Protegida (DOP) *Estepa* en Sevilla (Andalucía, España), área principal de estudio de mi investigación, por las facilidades otorgadas a la hora de establecer las colaboraciones necesarias que han hecho posible la realización del presente trabajo. Me gustaría agradecer a la Dra. Sarah Young y a la Dra. Samira Allani, como revisora nativa y filóloga inglesa respectivamente, que han contribuido a la correcta redacción gramatical de las secciones escritas en inglés de la presente tesis doctoral. Finalmente, debo agradecer a los dos evaluadores/expertos internacionales que, con anterioridad al depósito de mi investigación, aceptaron a evaluar su calidad, y a los miembros titulares y suplentes del Tribunal presentes en la lectura de mi tesis doctoral, por acceder a evaluar dicha memoria.

A título personal, quiero agradecer a mis abuelos maternos, D. Antonio Rodríguez Hermida y Dña. Herminda Sousa Cougil (D.E.P. ambos), pilares fundamentales de mi formación personal y en mi comportamiento ético. También mi más sincero cariño y agradecimiento hacia Shirka, mi Husky Siberiano, por sus numerosas contribuciones positivas hacia mi estado de ánimo y salud física y mental. Finalmente, mi agradecimiento más importante, como no puede ser de otra manera, es para mi madre, Dña. María Aurora Rodríguez Sousa, por sus ánimos, ayuda y apoyo constante tanto en el ámbito profesional como en el personal, y por ser la persona a la que le debo absolutamente todo.

ÍNDICE

	<u>Página</u>
RESUMEN	39
SUMMARY	45
INTRODUCCIÓN GENERAL	51
1. Generalidades de los sistemas agrícolas y paisajes socio-ecológicos de olivar	53
1.1 Introducción general a la historia del olivar	53
1.2 Características del olivar en la Cuenca Mediterránea, España y Andalucía	54
1.3 Principales modelos de gestión de los cultivos de olivar	60
1.4 Los olivares como paisajes agrícolas socio-ecológicos	64
1.5 El olivar como sistema multifuncional y proveedor de servicios ecosistémicos	66
1.6 Evaluación de la sostenibilidad en el olivar	68
1.7 La Política Agrícola Común y su aplicación en España, y sobre el olivar	70
1.8 Principales problemáticas y amenazas del olivar	71
2. Descripción de la Comarca de <i>Estepa</i> en Sevilla (Andalucía, España) como área de estudio	77
2.1 Historia de <i>Estepa</i> y constitución como Denominación de Origen Protegida	77
2.2 Caracterización de la Denominación de Origen Protegida <i>Estepa</i>	78
2.3 Tipologías de gestión del olivar de la Comarca de <i>Estepa</i>	80
3. Justificación científico-técnica y objetivos de la tesis doctoral	82
3.1 Justificación científico-técnica de la investigación	82
3.2 Objetivos generales y específicos de la investigación	83
CAPÍTULO 1: Aplicación de un modelo dinámico para evaluar la sostenibilidad del olivar de la región <i>Estepa</i> (Andalucía, España) a escala de paisaje mediante datos agronómicos y económicos	85
1.1 Introducción	87
1.2 Materiales y métodos	91
1.2.1 Caracterización del área de estudio	91
1.2.2 Asunciones y modelo conceptual de la gestión integrada del olivar de <i>Estepa</i>	92
1.2.3 Implementación e interfaz gráfica del modelo de simulación de gestión del olivar	95
1.2.4 Calibración del modelo de simulación de gestión integrada del olivar	100
1.2.5 Escenarios de planificación y gestión del territorio	104

	<u>Página</u>
1.3 Resultados para los diferentes escenarios en cuanto a ordenación del territorio	106
1.3.1 Aceleración de la erosión edáfica como limitación biofísica ambiental	106
1.3.2 Abandono de cultivos, producción y rentabilidad	110
1.4 Discusión	113
1.4.1 Implicaciones multidimensionales de los procesos erosivos	113
1.4.2 Escenarios de gestión	115
1.5 Consideraciones finales y reflexiones políticas	117
 CAPÍTULO 2: Caracterización físico-química edáfica y análisis de la influencia del riego en la sostenibilidad ecológica y económica del olivar integrado de la Comarca de <i>Estepa</i> (Andalucía, España)	 119
2.1 Introducción	121
2.2 Materiales y métodos	123
2.2.1 Caracterización del área de estudio	123
2.2.2 Diseño experimental y procesamiento de muestras	125
2.2.3 Datos productivos y económicos del olivar	130
2.2.4 Análisis estadísticos	131
2.3 Resultados biofísicos y proctivo-económicos del olivar integrado de <i>Estepa</i>	132
2.3.1 Caracterización edáfica del olivar	132
2.3.1.1 Análisis de las características edáficas entre los diferentes regímenes de gestión del agua en niveles de erosión equivalentes	133
2.3.1.2 Análisis de las características edáficas considerando todos los estados erosivos y regímenes de gestión del agua	134
2.3.2 Proyecciones temporales comparativas entre los manejos de secano y regadío en términos de producción y rentabilidad del olivar	137
2.4 Discusión	142
2.4.1 Impacto de la implementación del riego sobre el medio edáfico	142
2.4.2 Influencia del riego sobre la sostenibilidad ecológica y económica del olivar	144
2.5 Conclusiones y perspectivas de futuro	146
 CAPÍTULO 3: Evaluación multifuncional de las gestiones integrada y ecológica de los sistemas de olivar de la Comarca de <i>Estepa</i> (Andalucía, España) mediante el empleo de Análisis de Procesos Jerárquicos .	 147
3.1 Introducción	149
3.2 Materiales y métodos	152
3.2.1 Caracterización del área de estudio	152
3.2.2 Adquisición de datos para el modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos	153

	<u>Página</u>
3.2.2.1 Subindicadores ambientales	153
3.2.2.2 Subindicadores sociales y económicos	157
3.2.3. Evaluación del olivar de <i>Estepa</i> mediante Análisis de Procesos Jerárquicos	159
3.2.3.1 Definición del modelo diseñado	159
3.2.3.2 Evaluación del modelo	161
3.2.3.3 Agregación y acuerdo entre expertos	163
3.3 Resultados del Análisis de Procesos Jerárquicos realizado en el olivar de <i>Estepa</i>	164
3.3.1 Análisis del comportamiento del olivar y sus gestiones evaluadas	164
3.3.1.1 Análisis del comportamiento de los indicadores y subindicadores	164
3.3.1.2 Análisis de las demandas sociales y valoración del rendimiento global del modelo	171
3.3.2 Análisis de sensibilidad del modelo	173
3.4 Discusión	174
3.5 Conclusiones y recomendaciones futuras	178
CAPÍTULO 4: Estimación de la Tolerancia a la Pérdida de Suelo como índice agrícola orientado a la sostenibilidad del olivar andaluz: el caso de la región de <i>Estepa</i> (Andalucía, España)	179
4.1 Introducción	181
4.2 Materiales y métodos	183
4.2.1 Caracterización de las diferentes áreas de estudio	183
4.2.2 Implementación del Índice Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS)	185
4.2.2.1 Índice TPS en función del medio físico	185
4.2.2.2 Índice TPS aplicado a cultivos	186
4.2.3 Calibración bibliográfica del Índice TPS para las DOPs de Andalucía	187
4.2.4 Diseño experimental, toma y tratamiento de las muestras edáficas en la DOP <i>Estepa</i>	188
4.2.5 Índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a cultivos de olivar y cálculo del Índice de Productividad Edáfica para la DOP <i>Estepa</i>	193
4.3 Resultados de estimación de los Índices de Tolerancia a la Pérdida de Suelo	197
4.3.1 Análisis teórico-bibliográfico de las DOPs evaluadas ...	197
4.3.1.1 Tolerancia a la Pérdida de Suelo en medios físicos	197
4.3.1.2 Tolerancia a la Pérdida de Suelo sobre cultivos	198
4.3.2 Tolerancia a la Pérdida de Suelo e Índice de Productividad edáfica en <i>Estepa</i>	202
4.3.2.1 Parámetros físico-químicos y valores de suficiencia	202
4.3.2.2 Tolerancia a la Pérdida de Suelo basada en características físicas	204

	<u>Página</u>
4.3.2.3 Estimación de la Tolerancia a la Pérdida de Suelo en cultivos, Índice específico para cultivos de olivar e Índice de Productividad ...	205
4.4 Discusión	208
4.4.1 Evaluación de las Denominaciones de Origen Protegidas en Andalucía	208
4.4.2 Evaluación de la Denominación de Origen Protegida <i>Estepa</i>	210
4.5 Consideraciones finales	212
DISCUSIÓN GENERAL	215
1. Influencia de la erosión del suelo sobre las dimensiones ambiental, productiva, y económica de los olivares de la DOP <i>Estepa</i>	217
1.1 Erosión del suelo en los sistemas agrícolas	217
1.2 La erosión del suelo y sus consecuencias sobre la dimensión ambiental en la DOP <i>Estepa</i>	218
1.3 La erosión del suelo y sus consecuencias sobre las dimensiones productiva y económica de la DOP <i>Estepa</i>	221
1.4 Relevancia de la implementación de medidas de mitigación de los procesos erosivos	223
2. Repercusiones de la implementación del riego en <i>Estepa</i>	227
2.1 Repercusiones del riego deficitario sobre la dimensión ambiental	227
2.2 Repercusiones del riego deficitario sobre la dimensión productivo-económica	228
2.3 Consideraciones finales respecto al riego en los cultivos olivareros ...	230
3. Comparativa sobre la influencia de la erosión del suelo entre las gestiones integrada y ecológica en <i>Estepa</i>	230
3.1 Repercusiones de los procesos erosivos sobre la dimensión socio-económica y ambiental del olivar ecológico	231
3.2 Comparación general entre las gestiones olivareras integrada y ecológica	232
4. Herramientas (aplicaciones) desarrolladas orientadas a la valoración de la sostenibilidad del olivar en <i>Estepa</i>	233
4.1. Modelo de simulación para escenarios futuros con diferentes tipos de gestión	233
4.2 Análisis de Procesos Jerárquicos de evaluación de la multifuncionalidad agrícola	235
4.3 Cuantificación de la Tolerancia a la Pérdida de Suelo y de la Productividad Edáfica para valorar el efecto de la erosión sobre la sostenibilidad agrícola	236
5. Consideraciones generales en cuanto a la sostenibilidad olivarera	239
5.1 Relevancia del marco político para promover la sostenibilidad de los olivares	239
5.2 Consecuencias del cambio climático sobre la sostenibilidad del olivar	241
6. Consideraciones finales orientadas hacia la sostenibilidad olivarera en <i>Estepa</i>	243

	<u>Página</u>
CONCLUSIONES	245
CONCLUSIONS	251
REFERENCIAS	257
ANEXO 1: Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Sanz-Cañada J, Rescia AJ (2019) Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of <i>Estepa</i> (Andalusia, Spain). Landsc Ecol:1-17 https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3	i
Electronic Supplementary Material (ESM): Online Resource 1 - Simulation model	xxi
ANEXO 2: Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia A (2019) Ecological And economic sustainability in olive groves with different irrigation Management and levels of erosion: a case study. Sustainability 11 (17):4681. https://doi.org/10.3390/su11174681	xxv
ANEXO 3: Coordenadas y datos identificativos básicos de los puntos de muestreo llevados a cabo en la Comarca de <i>Estepa</i> en Sevilla (Andalucía, España)	xlvi
ANEXO 4: Modelo de encuestas realizadas a agricultores y propietarios de la Comarca de <i>Estepa</i> en Sevilla (Andalucía, España)	lii
1. Características estructurales	lvi
2. Estructura productiva	lvi
3. Prácticas agronómicas	lvii
4. Sistemas de calidad certificada	lx
5. Datos sobre el olivar integrado (sólo responder en caso de que la parcela objeto de estudio sea de olivar integrado)	lx
6. Datos sobre el olivar ecológico (sólo responder en caso de que la parcela objeto de estudio sea de olivar ecológico)	lxii
7. Dedicación a la agricultura	lxiii
8. Actitudes y opiniones hacia la innovación	lxiv
9. Datos personales de la persona entrevistada	lxvi
ANEXO 5: Resultados de los indicadores edáficos muestreados en la Denominación de Origen Protegida (DOP) <i>Estepa</i> , Sevilla, en Andalucía (España) junto al criterio de selección de variables representativas empleado	lxvii
1. Listado completo de variables edáficas físico-químicas analizadas	lxix
2. Resultados de las características edáficas entre los diferentes regímenes de gestión del agua en niveles equivalentes de erosión	lxx
3. Resultados de las características edáficas considerando todos los estados erosivos y regímenes de gestión del agua	lxxi

	<u>Página</u>
4. Selección de las variables con mayor representatividad	lxxiii
4.1 Realización de un análisis de componentes principales (ACP) entre los diferentes regímenes de gestión del agua en niveles equivalentes de erosión	lxxiii
4.2 Realización de un análisis de componentes principales (ACP) considerando todos los estados erosivos y regímenes de gestión del agua	lxxv
4.3 Selección de variables edáficas	lxxvi
ANEXO 6: Rodríguez Sousa AA, Parra-López C, Sayadi-Gmada S, Barandica JM, Rescia AJ (2020) A multifunctional assessment of integrated and ecological farming in olive agroecosystems in southwestern Spain using the Analytic Hierarchy Process. Ecol Econ 173:106658. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106658	lxxxii
ANEXO 7: Modelo de encuestas realizadas a expertos relacionados con el sector olivicultor	xcv
Valoración de la contribución de las funciones de no-mercado del olivar de la comarca de <i>Estepa</i> a las demandas de los ciudadanos de Andalucía	xcix
ANEXO 8: Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia AJ (2019) Estimation of soil loss tolerance in olive groves as an indicator of sustainability: the case of <i>Estepa</i> region (Andalusia, Spain). Agronomy 9(12):785. https://doi.org/10.3390/agronomy9120785	cv
ANEXO 9: Recopilación de resultados correspondientes a la estimación teórica del índice Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a cultivos (TPSc) en las denominaciones de origen protegidas (DOPs) de aceite de oliva en Andalucía (España)	cxxix
Resultados del Índice TPSc para cada DOP	cxix
a) Denominación de Origen Protegida <i>Sierra de Cádiz</i>	cxix
b) Denominación de Origen Protegida <i>Antequera</i>	cxixii
c) Denominación de Origen Protegida <i>Baena</i>	cxixiii
d) Denominación de Origen Protegida <i>Montoro-Adamuz</i>	cxixiv
e) Denominación de Origen Protegida <i>Priego</i>	cxixv
f) Denominación de Origen Protegida <i>Lucena</i>	cxixvi
g) Denominación de Origen Protegida <i>Poniente de Granada</i>	cxixvii
h) Denominación de Origen Protegida <i>Montes de Granada</i>	cxixviii
i) Denominación de Origen Protegida <i>Sierra de Cazorla</i>	cxixix
j) Denominación de Origen Protegida <i>Sierra de Segura</i>	cxli
k) Denominación de Origen Protegida <i>Sierra Mágina</i>	cxli
l) Denominación de Origen Progetida <i>Estepa</i>	cxlii

ÍNDICE DE FIGURAS

	<u>Página</u>
Figura 1 Representatividad, en porcentaje, de la superficie y producción de aceite mundial clasificada por continentes. Fuente: adaptado de COI (2015)	54
Figura 2 Localización geográfica de los cultivos de olivar en el mundo, apreciándose su carácter dominante a lo largo de la Cuenca Mediterránea. Fuente: Aschmann (1973)	55
Figura 3 Distribución del olivar, en las diferentes provincias de España. Fuente: MAPAMA (2012)	56
Figura 4 Presencia (cualitativa) de olivar en Andalucía en los siglos XVIII-XIX (a), y superficie ocupada en la actualidad (b). Fuente: adaptado de IECA (2009)	57
Figura 5 Parcela de olivar no mecanizable (a) y mecanizable (b). Fuente: ASAJA Jaén (2019)	60
Figura 6 Parcela de olivar gestionado de forma tradicional (a), integrada (b), y ecológica (c). Se muestran además los efectos del incremento de la densidad de plantación dando lugar a los cultivos intensivos (e), y altamente-intensivos (d). Fuente: ASAJA Jaén (2019)	61
Figura 7 Clasificación de los cultivos de olivar. Fuente: elaboración propia ..	61
Figura 8 Dimensiones del Bienestar Humano y el tipo de servicios ecosistémicos sobre las que se sustentan. Fuente: adaptado de King et al. (2014)	68
Figura 9 Diagrama de Venn evidenciando las dimensiones conformadoras de los sistemas socio-ecológicos, con ponderación equitativa acorde al modelo teórico (a), y con las diferentes ponderaciones llevadas a cabo en los entornos naturales (b). Fuente: elaboración propia	68
Figura 10 Objetivos de cada reforma de la PAC, reflejando como su tendencia productivista ha ido reemplazándose por un modelo de agricultura sostenible. Fuente: Matthews et al. (2017)	70
Figura 11 Representación de la nueva estructuración de la PAC junto al peso Presupuestario de cada apartado. Fuente: García y Pabsdeorf (2015)	71
Figura 12 Ponderación, en porcentaje, de las demandas sociales para con los sistemas agrícolas a nivel europeo y español. Las demandas son: D.I) Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores; D.II) Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores; D.III) Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros; D.IV) Desarrollar las áreas naturales a la vez que se protege el entorno natural; D.V) Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático; D.VI) Asegurar una	

forma sostenible de producir alimentos; y D.VII) Garantizar un suministro estable de alimentos. Fuente: adaptado de CE (2016)	72
Figura 13 Previsión al año 2045 sobre la evolución de la población y sus Flujos migratorios. Fuente: ONU (2010)	73
Figura 14 Estimación de las pérdidas de suelo, en t ha ⁻¹ año ⁻¹ , aplicando el modelo USLE-RUSLE sobre el olivar andaluz. Fuente: adaptado de IECA (2009), y Gómez-Calero (2010a)	74
Figura 15 Previsiones al año 2100 sobre el incremento de temperatura y los cambios en las precipitaciones en la Península Ibérica. Fuente: adaptado de Tanasijevic et al. (2014)	76
Figura 16 Composición por municipios de la Comarca y Denominación de Origen Protegida (DOP) <i>Estepa</i> , en Sevilla, Andalucía. Fuente: adaptado de DO Estepa (2018)	78
Figura 17 Parcelas de olivar en la DOP <i>Estepa</i> bajo distintas gestiones agrarias: gestión integrada no mecanizable (a); gestión integrada mecanizable de secano (b); gestión integrada mecanizable bajo riego deficitario (c); gestión ecológica con coberturas vegetales vivas (d); y gestión ecológica con cobertura vegetal inerte (e). Fuente: elaboración propia	81
Figura 18 Localización geográfica de la Comarca y Denominación de Origen Protegida (DOP) <i>Estepa</i> , en Sevilla, Andalucía, España	92
Figura 19 Esquematización conceptual del modelo desarrollado sobre la gestión del cultivo de olivar de la Comarca de <i>Estepa</i> (Sevilla, España)	95
Figura 20 Representación esquemática de los principales elementos del software STELLA 9.1.4 ®: a) niveles – representan los elementos del sistema siendo variables de estado; b) conveyors – tipo particular de niveles en el que las cantidades permanecen por un período temporal definido, cuentan con un flujo de drenaje por pérdidas parciales a lo largo de dicho período; c) flujos de entrada/salida – representan los procesos de transferencia dentro de los elementos del sistema; d) variables auxiliares – contienen valores o funciones; e) sumatorios – tipo particular de variables auxiliares que representan la suma de varios componentes; f) fantasmas – duplicados secundarios exactos de una misma variable; g) conexiones de información – son las responsables de establecer las relaciones funcionales entre las diferentes variables del sistema; y h) fuentes y sumideros – son elementos externos al sistema pero con distinto grado de influencia sobre el mismo	96
Figura 21 Representación esquemática de la interfaz gráfica del modelo diseñado para la evaluación de la gestión integrada del olivar de la Comarca de <i>Estepa</i> y sus escenarios alternativos. En dicho modelo se representa la dinámica de hectáreas para cada categoría erosiva (ER_i), además de la producción del escenario de olivar integrado junto a la transición de hectáreas hacia otras	

	<u>Página</u>
tipologías de gestión (<i>escenario_i</i>). El modelo se completa con el análisis económico, que consiste en la integración de los costes de la explotación, los ingresos y los beneficios, analizados en ausencia de subvenciones de la Política Agrícola Común (PAC), y considerando sus subsidios en el sistema	97
Figura 22 Esquema de los escenarios propuestos mostrando sus implicaciones cualitativas en torno a los tres indicadores principales para evaluar la sostenibilidad de los olivares: a) impacto ambiental; b) producción; y c) rentabilidad	104
Figura 23 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar para el escenario actual de gestión integrada, considerando su clasificación en niveles erosivos: nulo, leve, moderado, y severo	106
Figura 24 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar integrado en los escenarios simulados. Se observa cómo en los escenarios de intensificación solamente se transfieren hectáreas de erosión nula o leve (a), mientras que para el escenario de gestión ecológica son transferidas hectáreas procedentes de todos los estados erosivos (b)	107
Figura 25 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar en los escenarios de transición hacia cultivos intensivos (a) y altamente-intensivos (b), considerando su clasificación en cuanto a sus diferentes estados erosivos: nulo, leve, moderado, y severo	108
Figura 26 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar en el escenario de transición hacia una gestión ecológica, considerando su clasificación en cuanto a sus diferentes estados erosivos: nulo, leve, moderado, y severo	109
Figura 27 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar en el escenario de transición hacia una gestión mixta, incluyendo olivares intensivos (a) y ecológicos (b), considerando su clasificación en cuanto a sus diferentes estados erosivos: nulo, leve, moderado, y severo	109
Figura 28 Tasa de abandono agrícola de olivar como indicador de impacto ambiental, en porcentaje, a lo largo del período de simulación correspondiente al escenario actual de olivar integrado y al resto de escenarios de transición	110
Figura 29 Producción, en litros de aceite de oliva, correspondiente al escenario actual de olivar integrado y al resto de escenarios de transición	111
Figura 30 Evaluación de los beneficios económicos (€) sin subvenciones de la PAC (a), y con ellas (b) como indicador de rentabilidad y sostenibilidad económica del olivar a lo largo del período de simulación correspondiente al escenario actual y al resto de escenarios de transición	112
Figura 31 Localización geográfica de la Comarca de <i>Estepa</i> , donde es predominante la gestión integrada del olivar en secano (a), con una minoría de parcelas con riego (b)	124
Figura 32 Representación cartográfica del cultivo de olivar en la Comarca de	

<i>Estepa</i> , indicando los manejos de secano y regadío presentes en la zona (a) , y los estados erosivos característicos en el área de estudio (b) , siendo: nulo, leve, moderado, y severo	126
Figura 33 Mapa de la Comarca de <i>Estepa</i> , en Sevilla (Andalucía, España) donde se ubican los puntos de muestreo (i.e. parcelas) analizados pertenecientes a los distintos manejos agrarios (i.e. olivar integrado de secano o regadío) y estados erosivos (i.e. nulo, leve, moderado, y severo)	127
Figura 34 Simulaciones, en gráficos de escala quebrada, en cuanto a la producción por hectárea del olivar integrado de la Comarca de <i>Estepa</i> para cada estado erosivo estipulado: nulo, leve, moderado, y severo; y manejo agrario: secano (a) y regadío (b)	139
Figura 35 Simulaciones en cuanto a la rentabilidad, sin PAC, por hectárea del olivar integrado de la Comarca de <i>Estepa</i> para cada estado erosivo estipulado: nulo, leve, moderado, y severo; y manejo agrario: secano (a) y regadío (b)	140
Figura 36 Simulaciones en cuanto a la rentabilidad, con PAC, por hectárea del olivar integrado de la Comarca de <i>Estepa</i> para cada estado erosivo estipulado: nulo, leve, moderado, y severo; y manejo agrario: secano (a) y regadío (b)	141
Figura 37 Localización geográfica de la Comarca de <i>Estepa</i> , especificando sus principales modelos de gestión olivarera: integrada (a) ; y ecológica (b)	153
Figura 38 Cultivo de olivar en la Comarca de <i>Estepa</i> , indicando las gestiones integrada y ecológica propias de la región (a) , junto a los estados erosivos característicos en el área de estudio (b) , siendo: nulo, leve, moderado, y severo	155
Figura 39 Mapa de la Comarca de <i>Estepa</i> , en Sevilla (Andalucía, España), donde se ubican los puntos de muestreo (i.e. parcelas) analizados pertenecientes a las distintas gestiones olivareras (i.e. olivar integrado y ecológico) y estados erosivos (i.e. nulo, leve, moderado, y severo)	156
Figura 40 Modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos (i.e. AHP) diseñado para la evaluación multifuncional del olivar de <i>Estepa</i> , detallando sus diferentes niveles y sus componentes	160
Figura 41 Comportamientos de las gestiones olivareras estudiadas (i.e. integrada y ecológica) en los subindicadores del modelo. Se muestran además los valores totales para el conjunto de subindicadores, especificando la media de cada alternativa	170
Figura 42 Comportamientos de las gestiones olivareras estudiadas (i.e. gestiones integrada y ecológica) en los indicadores del modelo: I) indicador económico; II) indicadores sociales; III) indicadores ambientales. Se muestran además los valores totales para todos los indicadores especificando la media de cada alternativa	171
Figura 43 Comportamientos de las gestiones olivareras estudiadas (i.e.	

	<u>Página</u>
gestiones integrada y ecológica) acorde a las demandas de la sociedad hacia la agricultura. Se muestran además los valores totales para las demandas especificando la media de cada alternativa	173
Figura 44 Localización de las Comarcas olivareras correspondientes a las Principales DOPs de aceite de oliva en Andalucía. Imagen detallada del caso Particular de estudio de <i>Estepa</i> en Sevilla (Andalucía, España)	184
Figura 45 Cultivo de olivar en la DOP <i>Estepa</i> , indicando las gestiones integrada de secano y regadío, junto a la gestión ecológica de secano propias de la región (a), además de especificar los estados erosivos del área de estudio (b), siendo: nulo, leve, moderado, y severo	190
Figura 46 Mapa de la Comarca de <i>Estepa</i> , en Sevilla (Andalucía, España), donde se ubican los puntos de muestreo analizados (i.e. parcelas) pertenecientes a las distintas gestiones olivareras (i.e. olivar integrado de secano y regadío; olivar ecológico de secano) y estados erosivos (i.e. nulo, leve, moderado, y severo)	191
Figura 47 Valores mínimos y máximos de TPSc para los niveles de erosión considerados en cada DOP evaluada. Cuando se muestra un solo valor de TPSc, es su valor medio o máximo (el valor mínimo era nulo) en función de su profundidad. En el caso de la DOP <i>Baena</i> , los valores mostrados corresponden a sus dos tipos de sustrato. Cada marcador de las líneas de tendencia representa las proyecciones de tiempo consideradas: 1, 10, 25, 50, y 150 años	199
Figura Anexo 5.1 Gráfico de sedimentación del ACP realizado en cuanto a los manejos olivareros analizados	lxxiii
Figura Anexo 5.2 Gráfico de sedimentación del ACP realizado en cuanto a los estados erosivos y regímenes de gestión del agua	lxxv

ÍNDICE DE TABLAS

	<u>Página</u>
Tabla 1 Superficie, en hectáreas (ha), y producción de aceite, en toneladas (t), clasificado por continentes. Fuente: COI (2015)	54
Tabla 2 Superficie de olivar en hectáreas (ha), producción y consumo de aceite de oliva en toneladas (t), y nivel de exportación de aceite de oliva (toneladas, t) de los países con mayor representatividad olivarera. Datos medios procedentes de las campañas 2009-2015. Fuente: adaptado de COI (2015)	55
Tabla 3 Denominaciones de Origen Protegidas (DOPs) de aceite de oliva en España, especificando su localización (Provincia y Comunidad Autónoma), y la variedad mayoritaria de aceituna en cada una de ellas. Fuente: Rejano et al. (2010); AODE (2019); MAPAMA (2019)	59
Tabla 4 Características de las diferentes gestiones del cultivo del olivar, evidenciando sus principales prácticas agrícolas y costes anuales en € ha ⁻¹ , incluyendo los gastos de personal, riego, maquinaria, y empleo de productos fitosanitarios y abonos. Fuente: adaptado de AEMO (2012); y Martínez et al. (2006); y Romero-Gámez et al. (2017)	62
Tabla 5 Principales gestiones olivareras de España, especificando su régimen hídrico, superficie en hectáreas (ha), y representatividad respecto al total del olivar español (%). Fuente: BOJA (2015b); Romero-Gámez et al. (2017)	64
Tabla 6 Datos edáficos promedios de densidad aparente (g cm ⁻³), altura o profundidad del suelo (cm), y peso de suelo por unidad de superficie (t ha ⁻¹) para las parcelas correspondientes a los estados erosivos analizados	100
Tabla 7 Datos, para cada nivel erosivo, correspondientes para cada variable empleada en la calibración experimental del factor K (erodabilidad del suelo) del modelo USLE-RUSLE de pérdida de suelo. Se especifican los parámetros texturales, en porcentaje, del medio edáfico para cada estado erosivo (i.e. arenas, limos, y arcillas), junto a la materia orgánica edáfica (código a, %), y los códigos b y c correspondientes a la estructura y permeabilidad del suelo respectivamente (adimensionales)	102
Tabla 8 Caracterización de la superficie de olivar según su gestión y grado de erosión. Se detalla la estimación de las tasas erosivas (A), y el número de hectáreas (ha; %) para la situación inicial (i.e. gestión integrada). Se estimaron también las pérdidas de suelo para los escenarios de simulación generados (i.e. gestión intensiva, altamente-intensiva, y ecológica)	103
Tabla 9 Producción anual (kg ha ⁻¹), precio de venta del aceite (€ l ⁻¹), y costes anuales para los diferentes tipos de gestiones consideradas (€ ha ⁻¹ año ⁻¹). Los datos expuestos han sido tomados de AEMO (2012), POOLred (2017), e información específica procedente de la región de <i>Estepa</i> (Oleoestepa 2018)....	103

Tabla 10 Cantidad anual (ha), transferida desde el escenario base o actual de gestión integrada de la Comarca de <i>Estepa</i> hacia las nuevas tipologías de gestión en los escenarios generados. Se adjunta además la cantidad total de hectáreas transferidas en cada escenario procedente de todos los estados erosivos, en valor absoluto y en porcentaje	105
Tabla 11 Datos acumulados en cuanto a rendimiento productivo (litros de aceite de oliva) y económicos (€), sin considerar las subvenciones de la PAC e incorporándolas al modelo, a lo largo del período simulado para todos los escenarios de gestión	113
Tabla 12 Clasificación del olivar de <i>Estepa</i> en niveles erosivos acorde al modelo USLE-RUSLE, especificando los valores de erosividad de lluvia (R), erodabilidad del suelo (K), longitud y grado de la pendiente (LS), implementación de coberturas edáficas (C), y prácticas de laboreo (P)	125
Tabla 13 Variables edáficas, junto a su unidad de medida, seleccionadas en base al Análisis de Componentes Principales y los análisis de correlación realizados	133
Tabla 14 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos realizados ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	133
Tabla 15 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. secano o regadío). Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos realizados ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	134
Tabla 16 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Los super-índices entre <i>a-f</i> indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes	135
Tabla 17 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. secano o regadío). Los super-índices entre <i>a-f</i> indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes	135
Tabla 18 Datos económicos y productivos para el olivar integrado de secano y regadío de la Comarca de <i>Estepa</i> . Se adjuntan los datos correspondientes a la	

densidad de plantación (Dplant, árboles ha ⁻¹); rendimiento del cultivo (kg aceituna ha ⁻¹); producción por árbol (kg aceituna árbol ⁻¹); precio de venta del kilogramo de aceituna (€); cuantía de la subvención percibida de la Unión europea a través de la Política Agrícola Común (PAC, € ha ⁻¹ año ⁻¹); y costes de la explotación incluyendo maquinaria, personal, y aplicación de productos fitosanitarios (€ ha ⁻¹ año ⁻¹)	138
Tabla 19 Producción (kg aceituna ha ⁻¹) y rentabilidad económica (Bnf, € ha ⁻¹) en ausencia de la PAC y considerando su subvención para el período de simulación considerado (150 años)	142
Tabla 20 Clasificación del olivar de <i>Estepa</i> en función de su erosión potencial y acorde a su modelo de gestión agraria. Los estados erosivos propuestos se corresponden con la clasificación realizada por Moreira-Madueño (1991)	154
Tabla 21 Prácticas agrícolas para la estimación de los costes de las gestiones integrada y ecológica de secano del olivar. El coste oficial promedio de cada una de ellas se especifica en € ha ⁻¹ año ⁻¹ . Los costes de riego en la agricultura integrada solo se aplican cuando hay riego deficitario en la parcela de estudio ..	158
Tabla 22 Demandas sociales de la población española sobre la agricultura especificando sus prioridades (i.e. porcentaje de respuestas afirmativas)	161
Tabla 23 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables analizadas en la gestión integrada del olivar, clasificando los resultados en función de los niveles erosivos muestreados: nulo, leve, moderado, y severo	165
Tabla 24 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables analizadas en la gestión ecológica del olivar, clasificando los resultados en función de los niveles erosivos muestreados: nulo, y moderado	166
Tabla 25 Valores medios y error estándar (ES) de las variables para cada alternativo. Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	168
Tabla 26 Prioridades de los subindicadores, indicadores, y sus alternativas ...	169
Tabla 27 Prioridades del modelo AHP para el caso de estudio y resultados del índice de acuerdo entre expertos RGA, cuyos límites de segmentación fueron: $P^{RGA\ 1/3} = 12,426$; $P^{RGA\ 2/3} = 23,186$	172
Tabla 28 Prioridades locales para cada indicador (ωL) dentro de cada conjunto de escenarios simulados junto con las prioridades de las alternativas evaluadas (ωF)	174
Tabla 29 Características orográficas y climáticas del olivar en las áreas de estudio (DOPs). Se detalla la altitud del cultivo (msnm); texturas del suelo	

predominantes; clima predominante de la región; y precipitaciones anuales (mm)	185
Tabla 30 Datos edáficos para cada DOP evaluada. Se especifica el tipo de sustrato predominante (S); roca original mayoritaria (RO), siendo MG: margas compactas, CD: caliza dura, G: granito, AC: arenisca compacta; intervalo (mínimo y máximo) de altura/profundidad o valor medio en centímetros (A); densidad aparente media en g cm^{-3} (Dap); equivalencia de 1 t en mm (Eq); y suelo generado en mm año^{-1} (SG)	188
Tabla 31 Clasificación del olivar de <i>Estepa</i> en función de sus estados erosivos, teniendo en cuenta su gestión olivarera. Los estados erosivos propuestos se corresponden con la clasificación realizada por Moreira-Madueño (1991)	189
Tabla 32 Resultados para cada DOP especificando su intervalo (mínimo y máximo) o valor medio de peso de suelo por unidad de superficie (W) en t ha^{-1} , y estimación del índice TPSf, en $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y en mm año^{-1}	197
Tabla 33 Resultados para cada DOP especificando su profundidad (A); profundidad sin capa arable tenida en cuenta para la estimación del índice TPSc (A TPSc, en cm); peso de suelo por unidad de superficie (W, en t ha^{-1}); peso de suelo por unidad de superficie correspondiente a la capa de laboreo mínima de 20 cm (W20, en t ha^{-1}); y peso de suelo por unidad de superficie tenido en cuenta para la estimación del índice TPSc (W TPSc, en t ha^{-1})	198
Tabla 34 Valores medios y error estándar ($\bar{x} \pm \text{ES}$) de densidad aparente (Dap, en g cm^{-3}); altura/profundidad edáfica (A, en cm); peso de suelo por unidad de superficie (W, en t ha^{-1}); espesor de la capa de laboreo mínima (Capa laboreo en cm); peso de la capa de laboreo (W capa laboreo, en t ha^{-1}); peso de suelo por unidad de superficie sin la capa de laboreo (W definitivo, en t ha^{-1}); valor de equivalencia de 1 t en mm (Eq); porosidad y humedad del suelo (%); contenido en gravas, arenas, limos, y arcillas edáficas (%); pH edáfico; contenido de materia orgánica (MO, en %) y potasio (K, en mg kg^{-1}) del suelo. Además, se detallan los valores normalizados para las variables gravas (nGravas), materia orgánica (nMO), y porosidad (nPorosidad), siendo adimensionales, junto a los valores de suficiencia (S) de humedad, pH, materia orgánica, potasio, y arcillas (adimensionales)	203
Tabla 35 Resultados para la DOP <i>Estepa</i> en cuanto a la Tolerancia a la pérdida de Suelo en base a las características físicas del territorio (índice TPSf, en $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y mm año^{-1})	205
Tabla 36 Calibración de los parámetros correspondientes a la regresión lineal que define al factor de retraso erosivo reescalado (FRER). Se adjuntan los coeficientes de la intercepta del modelo y de cada variable independiente junto a su error estándar y p-valores resultantes de los test estadísticos	

($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	205
Tabla 37 Estimaciones, en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y $mm\ año^{-1}$, del índice Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a cultivos (TPSc), y del índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo específico para los cultivos de olivar (TPSco) para cada gestión y manejo agrarios de la DOP <i>Estepa</i> y para las tasas erosivas e intervalos temporales evaluados. Se adjuntan además las estimaciones del índice IPE de productividad. En caso de comprobarse el carácter no duradero del olivar en algunas de las proyecciones se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	206
Tabla 38 Datos cualitativos y cuantitativos, para las DOPs analizadas, referentes al riesgo de erosión (Er), y a la superficie de olivar con riego incorporado (R)	237
Tabla Anexo 3.1 Datos de las parcelas muestreadas en la Comarca de <i>Estepa</i> , especificando sus datos de ubicación básicos: municipio, coordenadas geográficas (i.e. latitud, longitud), y coordenadas acorde al sistema Universal Transversal Mercator (UTM) empleando el datum geodésico European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS 89). Se especifica además su gestión olivarera, manejo agrario y estado erosivo	xlix
Tabla Anexo 5.1 Variables edáficas analizadas indicando su unidad, utilidad, y el procedimiento que se siguió en cada una de ellas (Ecuación y Metodología), donde P: peso (g); V: volumen (cm^3)	lxix
Tabla Anexo 5.2 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar de <i>Estepa</i> (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	lxx
Tabla Anexo 5.3 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar de <i>Estepa</i> (i.e. secano o regadío). Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	lxx
Tabla Anexo 5.4 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar de <i>Estepa</i> (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Los super-índices entre <i>a-f</i> indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes	lxxi
Tabla Anexo 5.5 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas estimadas, especificando su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar de <i>Estepa</i> (i.e. secano o regadío). Los	

	<u>Página</u>
super-índices entre <i>a-f</i> indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes	lxxii
Tabla Anexo 5.6 Resultados del ACP acorde a los manejos agrarios de secano y regadío en niveles erosivos equivalentes. Se adjuntan, para cada componente principal seleccionado, su autovalor, el porcentaje de la varianza que explica (% Varianza), y el % de varianza acumulada mediante la combinación de los diversos componentes (% Varianza, acumulada)	lxxiii
Tabla Anexo 5.7 Grado de correlación de cada variable edáfica analizada para cada componente seleccionado mediante el ACP	lxxiv
Tabla Anexo 5.8 Resultados de la ACP para todos los niveles erosivos. Se adjuntan, para cada componente principal seleccionado, su autovalor, el porcentaje de la varianza que explica (% Varianza), y el % de varianza acumulada mediante la combinación de los diversos componentes (% Varianza acumulada)	lxxv
Tabla Anexo 5.9 Grado de correlación de cada variable edáfica analizada para cada componente seleccionado mediante el ACP	lxxvi
Tabla Anexo 5.10 Matriz de correlaciones entre las variables físicas edáficas. Los valores numéricos se corresponden con los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	lxxvii
Tabla Anexo 5.11 Matriz de correlaciones entre las variables químicas edáficas. Los valores numéricos se corresponden con los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)	lxxviii
Tabla Anexo 5.12 Variables edáficas seleccionadas en base al ACP y los análisis de correlación realizados	lxxx
Tabla Anexo 7.1 Datos del experto/a	xcvii
Tabla Anexo 7.2 Opiniones sobre zonas rurales del olivar	xcviii
Tabla Anexo 7.3 Valoración de la contribución de diferentes indicadores económicos del olivar de <i>Estepa</i> . Se trata de evaluar el efecto a medio-largo plazo de las funciones de no mercado del olivar de <i>Estepa</i> (económicas, en este caso) en satisfacer las demandas de la sociedad en Andalucía en una escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante). Un ejemplo a responder en este caso sería, ¿cómo contribuye el indicador económico del olivar de <i>Estepa</i> “ <i>Renta agraria</i> ” a satisfacer la demanda de los ciudadanos “ <i>asegurar un nivel de vida justo a los agricultores</i> ”? Una posible respuesta sería que la renta agraria tiene una importancia de 9 para asegurar un nivel de vida justo a los agricultores. Si no hay influencia o ésta es negativa, el efecto sería 0 (no se contabilizaría como un número negativo). Haga lo mismo para la contribución de dicha función en las demandas restantes y consecutivamente para el resto de las funciones	xcix

Tabla Anexo 7.4 Valoración de la contribución de diferentes indicadores sociales del olivar de *Estepa*. Se trata de evaluar el efecto a medio-largo plazo de las funciones de no mercado del olivar de *Estepa* (sociales, en este caso) en satisfacer las demandas de la sociedad en Andalucía en una escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante). Un ejemplo a responder en este caso sería, ¿cómo contribuye el indicador social del olivar de *Estepa* “*Mano de obra familiar*” a satisfacer la demanda de los ciudadanos “*asegurar un nivel de vida justo a los agricultores*”? Una posible respuesta sería que la mano de obra familiar tiene una importancia de 6 para asegurar un nivel de vida justo a los agricultores. Si no hay influencia o ésta es negativa, el efecto sería 0 (no se contabilizaría como un número negativo). Haga lo mismo para la contribución de dicha función en las demandas restantes y consecutivamente para el resto de las funciones

c

Tabla Anexo 7.5 Valoración de la contribución de diferentes indicadores ambientales del olivar de *Estepa*. Se trata de evaluar el efecto a medio-largo plazo de las funciones de no mercado del olivar de *Estepa* (ambientales, en este caso) en satisfacer las demandas de la sociedad en Andalucía en una escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante). Un ejemplo a responder en este caso sería, ¿cómo contribuye el indicador ambiental del olivar de *Estepa* “*Materia orgánica en suelo (%)*” a satisfacer la demanda de los ciudadanos “*asegurar un nivel de vida justo a los agricultores*”? Una posible respuesta sería que la materia orgánica en suelo tiene una importancia de 2 para asegurar un nivel de vida justo a los agricultores. Si no hay influencia o ésta es negativa, el efecto sería 0 (no se contabilizaría como un número negativo). Haga lo mismo para la contribución de dicha función en las demandas restantes y consecutivamente para el resto de las funciones

ci

Tabla Anexo 7.6 Definición de los indicadores propuestos especificando su unidad de medida

cii

Tabla Anexo 7.7 Listado de las demandas de la población española hacia los sistemas agrícolas

ciii

Tabla Anexo 9.1 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP *Sierra de Cádiz*, especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

cxxxii

Tabla Anexo 9.2 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP *Antequera*, especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

cxxxiii

Tabla Anexo 9.3 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP *Baena*, tanto para suelos calizos como para territorios desarrollados sobre margas compactas, especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible

	<u>Página</u>
del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxiii
Tabla Anexo 9.4 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Montoro-Adamuz</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxiv
Tabla Anexo 9.5 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Priego</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxv
Tabla Anexo 9.6 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Lucena</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxvi
Tabla Anexo 9.7 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Poniente de Granada</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxvii
Tabla Anexo 9.8 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Montes de Granada</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxviii
Tabla Anexo 9.9 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Sierra de Cazorla</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxxxix
Tabla Anexo 9.10 Resultados promedios del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Sierra de Segura</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxl
Tabla Anexo 9.11 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP <i>Sierra Mágina</i> , especificando la erosión ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible	cxli

Tabla Anexo 9.12 Resultados mínimos y máximos del índice TPSca (t ha^{-1} año $^{-1}$ y mm^{-1}) para DOP *Estepa*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1}\text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

cxlii

A photograph of an olive grove with rows of olive trees under a clear blue sky. The ground is covered with dry grass and small yellow flowers. A semi-transparent white rectangular box is centered horizontally across the middle of the image, containing the word 'RESUMEN' in black capital letters.

RESUMEN

Título: Análisis de la sostenibilidad de un paisaje agrícola de olivar aplicando modelos dinámicos: diferentes escenarios de gestión.

Resumen

Introducción: Los agrosistemas de olivar conforman paisajes agrícolas socio-ecológicos característicos de la Región Mediterránea. En España su extensión supera los 2,5 millones de hectáreas (M ha), siendo máxima su representatividad en Andalucía, con 1,5 M ha. Los olivares presentan un carácter multifuncional, destacando su función económica, contribuyendo en un 6% a la renta agraria nacional; su función social generando un 10% del empleo agrícola; y su función ecológica, actuando como componentes estructurales y funcionales del territorio. En lo relativo a los servicios ecosistémicos (SE) que proporcionan, destacan los servicios de abastecimiento, siendo España el primer país productor de aceite de oliva. Además, los olivares contribuyen al aporte de SE de regulación, por su capacidad de secuestro de carbono y mitigación de la erosión; culturales debido a su carácter histórico y reconocida cultura rural; y de soporte, siendo sistemas de gran agrobiodiversidad.

La gestión tradicional de estos cultivos ha sido extensiva. Sin embargo, la entrada en vigor de la Política Agrícola Común (PAC) en 1957, junto al éxodo rural, puso en entredicho su sostenibilidad. Como consecuencia, estas explotaciones agrarias optaron entre intensificar su gestión o abandonar sus actividades. Ambas opciones tuvieron repercusiones socio-económicas y ambientales relevantes. Recientemente, las explotaciones han incorporado nuevos modelos de gestión que aumentan la intensificación con actualizaciones tecnológicas, destacando al regadío, pero también con gestiones ambientalmente más respetuosas, como la integrada y la ecológica. Debido a la escasa tradición de estas gestiones resulta de interés evaluar comparativamente las repercusiones socio-económicas y ecológicas de las mismas.

Síntesis (objetivos y resultados): La mayoría de los estudios realizados en olivares presentan un carácter estático y agronómico, siendo escasos los trabajos dinámicos a escala de paisaje que consideren su multifuncionalidad. El objetivo general de esta tesis doctoral fue evaluar la sostenibilidad y multifuncionalidad de los cultivos de olivar mediante el análisis de diferentes escenarios de gestión. Se pretendió/buscó generar un modelo equilibrado entre las dimensiones económica, productiva y ambiental del olivar, además de aportar herramientas cuantitativas como orientación sobre las prácticas

agronómicas a adoptar para aumentar el rendimiento sin incrementar los impactos ecológicos de estos sistemas.

Se escogió la Denominación de Origen Protegida (DOP) *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España) como área de estudio. Dicha región cuenta con, aproximadamente, 40.000 hectáreas (ha) de olivar integradas de secano, permitiéndose el empleo de riego deficitario en épocas de estrés hídrico. Por otra parte, unas 500 ha de olivar presentan una gestión ecológica de secano.

Para evaluar el tipo de gestión olivarera más sostenible en el área de estudio, se simularon escenarios de transición a medio-largo plazo hacia diferentes gestiones: integrada, intensiva, altamente-intensiva y ecológica, o su combinación. Un modelo de gestión que combine los cultivos integrado, ecológico e intensivo supondría una alternativa más sostenible que el modelo actual. Conociendo la expansión del regadío en la gestión integrada de la Comarca, se realizó una comparativa entre los regímenes de secano y riego deficitario. Aunque se demostró una influencia positiva del riego sobre la producción olivarera, en una escala temporal más amplia, el riego aceleró la degradación edáfica, generando menores beneficios que las explotaciones de secano.

Con el fin de evaluar la multifuncionalidad de las gestiones integrada y ecológica del olivar de *Estepa* se implementó, mediante el análisis de indicadores económicos, sociales y ambientales, un modelo multicriterio de Análisis de Procesos Jerárquicos. Los indicadores económicos mostraron una mayor ponderación en la gestión integrada debido a que el carácter incipiente del olivar ecológico en el área de estudio no reflejó las repercusiones económicas de la adopción de esta gestión. Sin embargo, la gestión ecológica presentó ponderaciones superiores para los indicadores social y ambiental, contribuyendo en mayor medida a satisfacer las demandas sociales hacia la agricultura.

Por último, mediante la aplicación del índice Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS) sobre las DOPs en Andalucía, se detectó una elevada incertidumbre en cuanto a la sostenibilidad del olivar con erosión moderada y severa a largo plazo. No obstante, mediante la implementación de una modificación del índice TPS específico para la DOP *Estepa* y la estimación del índice de Productividad Edáfica (IPE), herramientas novedosas de esta tesis, se manifestó, además de un IPE bajo a nivel de Comarca, la relevancia de las variables incorporadas al nuevo TPS desarrollado (i.e. materia orgánica, pedregosidad,

porosidad) para la conservación del sustrato sobre el que se sustenta el olivar, generando un índice más realista para estimar su sostenibilidad.

Conclusiones: Las simulaciones realizadas evidenciaron cómo un modelo de gestión que combinase las prácticas ambientales de la agricultura integrada y ecológica, junto al rendimiento de la gestión intensiva, respondería a las demandas agrícolas productivas sin amenazar la sostenibilidad olivarera. Por otra parte, aunque el riego incrementa a corto plazo la producción del olivar, acelera la degradación edáfica, disminuyendo su sostenibilidad.

El Análisis de Procesos Jerárquicos evidenció, en el área de estudio, una valoración superior del olivar ecológico, contribuyendo en mayor medida a satisfacer las demandas sociales, que el olivar integrado. Por último, aunque el riego y la erosión disminuyeron la tolerancia a la pérdida de suelo en *Estepa*, el modelo TPS desarrollado *ad hoc* para dicha región evidenció la sostenibilidad del olivar a nivel de Comarca pese a su bajo nivel de producción edáfica.

En la evaluación de la sostenibilidad de cualquier agrosistema debe analizarse su multidimensionalidad empleando herramientas como la evaluación de escenarios de gestión y las técnicas multicriterio. Dado que en las investigaciones realizadas se han destacado los beneficios de la gestión olivarera ecológica, debe incentivarse a través del marco político no sólo la producción del olivar, si no también su labor ambiental. La implementación de índices relacionados con el estado del terreno permitirá conocer el riesgo para la sostenibilidad olivarera en cada región y anticiparse en la adopción de medidas de conservación.

Palabras clave: Agricultura multifuncional; Agrosistemas de olivar; Dinámica de paisajes; Ecología del paisaje; Erosión; Análisis de Procesos Jerárquicos; Paisajes agrícolas socio-ecológicos; Riego deficitario; Servicios ecosistémicos; Tolerancia de pérdida de suelos en olivar.

A photograph of an olive grove with rows of olive trees under a clear blue sky. The foreground is filled with tall, dry grass and small yellow wildflowers. A semi-transparent white rectangular box is centered horizontally across the middle of the image, containing the word 'SUMMARY' in a large, black, sans-serif font.

SUMMARY

Title: Analysis of the sustainability of an agricultural landscape of olive groves applying dynamic models: different management scenarios.

Summary

Introduction: Olive grove agrosystems form socio-ecological agricultural landscapes characteristic of the Mediterranean Region. In Spain their extension exceeds 2.5 million hectares (M ha), mostly represented by groves in Andalusia covering 1.5 M ha. Olive groves are multifunctional, serving an economic function, contributing 6% to national farm income; a social function, generating 10% of agricultural employment; and an ecological function, acting as structural and functional components of the region. In regards to the ecosystem services (ES) they provide, their supply services can be highlighted, with Spain being the top olive oil producing country. In addition, olive groves contribute to regulation ES, due to their capacity for carbon sequestration and erosion mitigation; cultural ES due to their historical character and prominence in rural culture; and support ES, serving as systems of great agrobiodiversity.

The traditional management of these crops has been extensive. However, the enforcement of the Common Agricultural Policy (CAP) in 1957, together with the rural exodus, challenged their sustainability. As a result, these farms were forced to choose between intensifying management or abandoning their activities. Both options had significant socio-economic and environmental impacts. Recently, these farms have incorporated new management models that increase intensification with technological advances, namely irrigation, but also more environmentally friendly management approaches, such as integrated and ecological management systems. Due to the novelty of these management models, it is of interest to comparatively evaluate their socio-economic and ecological repercussions.

Synthesis (objectives and results): Most studies carried out in olive groves are of a static and agronomic nature, with dynamic research at a landscape scale, taking into account the multifunctionality of the groves, being rare. The general objective of this doctoral thesis was to evaluate the sustainability and multifunctionality of olive groves by analysing different management scenarios. The aim was to generate a balanced model between the economic, productive and environmental dimensions of the olive grove, as well as provide quantitative tools to inform the development of agronomic practices to increase yields without increasing the ecological impacts of these systems.

The Protected Designation of Origin (PDO) of *Estepa*, in Seville (Andalusia, Spain) was chosen as the study area. This region has approximately 40,000 hectares (ha) of integrated rainfed olive groves, and includes the use of deficit irrigation in times of water stress. On the other hand, about 500 ha of olive groves are managed using a rainfed ecological approach.

To evaluate the most sustainable type of olive management in the study area, medium- to long-term transition scenarios were simulated towards different management approaches: integrated, intensive, highly-intensive and ecological, or a combination. A management model combining integrated, ecological and intensive farming would be a more sustainable alternative to the current model. Given knowledge about the expansion of irrigation in integrated management of the region, a comparison was made between rainfed and deficit irrigation regimes. Although a positive influence of irrigation on olive production was demonstrated, on a wider time scale, irrigation accelerated soil degradation, generating fewer benefits than rainfed exploitations.

To evaluate the multifunctionality of integrated and ecological management of the olive grove in *Estepa*, a multi-criteria model of Analytic Hierarchy Process was implemented through the analysis of economic, social and environmental indicators. The economic indicators showed a greater weight in integrated farming because the incipient character of the ecological olive grove in the study area did not reflect the economic repercussions of the adoption of this management. However, ecological management showed higher weights for social and environmental indicators, contributing more to meeting social demands on agriculture.

Finally, by applying the Soil Loss Tolerance index (SLTI) to the PDOs in Andalusia, a high degree of uncertainty was detected regarding the sustainability of olive groves with moderate and severe erosion in the long term. Thus, we implemented a modification of the SLT index specifically for the PDO *Estepa* and estimated the Soil Productivity index (SPI), which were novel approaches used in this thesis. In addition to a low SPI at the regional level, we determined the relevance of the variables incorporated in the newly developed SLTI (i.e. organic matter, gravel, porosity) to the conservation of the substrate on which the olive grove is sustained, generating a more realistic index to estimate its sustainability.

Conclusions: The simulations carried out demonstrated that a management model that combines the environmental practices of integrated and ecological farming, together with yield of intensive management, responds to productive agricultural demands without threatening olive sustainability. On the other hand, although irrigation increases olive production in the short term, it accelerates soil degradation, reducing its sustainability.

The Analytic Hierarchy Process method showed, in the study area, a greater behavior (i.e. weighting) of the ecological olive grove, contributing more to satisfying social demands, compared to the integrated olive grove. Finally, although irrigation and erosion decreased soil loss tolerance in *Estepa*, the SLT model developed *ad hoc* for this region showed the sustainability of the olive grove at a regional level despite its low level of soil productivity.

In the evaluation of the sustainability of any agrosystem, its multidimensionality should be analysed using tools such as management scenario assessment and multi-criteria methodologies. Since the research carried out has highlighted the benefits of ecological olive management, not only the production of the olive grove but also its environmental services should be encouraged through the policy framework. The implementation of indices related to the state of the land will allow an assessment of risk for olive sustainability in each region and will inform the adoption of conservation measures.

Keywords: Deficit irrigation; Ecosystem services; Erosion; Hierarchical Process Analysis; Landscape dynamics; Landscape ecology; Multifunctional agriculture; Olive grove agrosystems; Socio-ecological agricultural landscapes; Soil loss tolerance in olive groves.

A photograph of an olive grove. In the foreground, there is a field of low-lying green plants with small yellow flowers growing in dark brown soil. To the left, a large, dense olive tree with green leaves and small white flowers is partially visible. In the background, a row of mature olive trees stands under a blue sky with light, wispy clouds. A dirt path or road runs through the grove in the distance.

INTRODUCCIÓN GENERAL

1. GENERALIDADES DE LOS SISTEMAS AGRÍCOLAS Y PAISAJES SOCIO-ECOLÓGICOS DE OLIVAR

1.1 Introducción general a la historia del olivar

Históricamente, el olivo (*Olea europaea*, L. 1753) ha sido uno de los cultivos frutales más utilizados por el hombre. Este cultivo fue introducido en la Península Ibérica en torno al año 600 a.C. por la civilización griega, donde debido a las condiciones climáticas existentes se produjo una gran adaptación de estos agrosistemas y una fuerte expansión (Infante-Amate 2012a, b). Su desarrollo fue impulsado fundamentalmente por objetivos económicos, sociales y estratégicos, ampliándose su superficie e incorporando innovaciones y mejoras en sus técnicas agrícolas (Loumou y Giourga 2003). De este modo, progresivamente se fue creando un patrimonio cultural oleícola que presenta un carácter muy arraigado en la actualidad con especial énfasis en el sur de España (Arjona-Fuentes y Amador-Hidalgo 2017).

Aunque las técnicas apropiadas para el cultivo del olivo se crearon y desarrollaron en la Cuenca del Mediterráneo, el olivar tuvo una rápida expansión a nivel mundial. En África, su introducción se realizó en el siglo V a.C. con objetivos comerciales, obteniendo productos para exportar a otros países y poder satisfacer las demandas alimentarias de la población. Por otra parte, el olivo fue introducido en América del Sur y Centro-América por los colonos españoles, donde destacó por su connotación religiosa y valor alimenticio (Uylaşer y Yildiz 2014; Abufarha 2008). A partir de los procesos colonizadores de España y Portugal, el olivar también se extendió a América del Norte, principalmente en California, donde la expansión de estos cultivos junto a la aparición de nuevas variedades de aceituna dieron lugar a un incremento de la producción aceitera con una calidad similar al aceite procedente de Europa (Grigg 2001). Sin embargo, la competitividad de los precios derivó en un predominio del aceite europeo a nivel global (Türkekul et al. 2010). Por último, las plantaciones existentes en Australia y Nueva Zelanda fueron introducidas por inmigrantes europeos (Kailis y Sweeney 2000). Debido a la escasa producción olivarera de este continente, la mayoría del aceite consumido en estos países era importado desde España, Italia y Grecia (Mailer et al. 2002). No obstante, esta dependencia exterior incentivó la creación y desarrollo de nuevas plantaciones oleícolas gestionadas actualmente mediante un manejo intensivo o altamente-intensivo, cuya

producción representa actualmente el 40% de la demanda local (Spennemann y Allen 2000; Duarte Alonso 2010).

Observando la superficie de olivar y la producción de aceite de oliva por continentes se aprecia la estrecha relación entre este producto y la Cuenca Mediterránea, siendo Europa el principal continente en cuanto a superficie olivarera y nivel productivo, tanto en valores absolutos (Tabla 1) como en porcentaje (Fig. 1).

Tabla 1 Superficie, en hectáreas (ha), y producción de aceite, en toneladas (t), clasificado por continentes. Fuente: COI (2015)

Continente	Superficie de olivar (ha)	Producción de aceite de oliva (t)
Europa	6.312.800	1.967.900
África	3.423.800	327.900
Asia	1.382.800	273.600
América	266.000	89.700
Oceanía	38.700	27.800

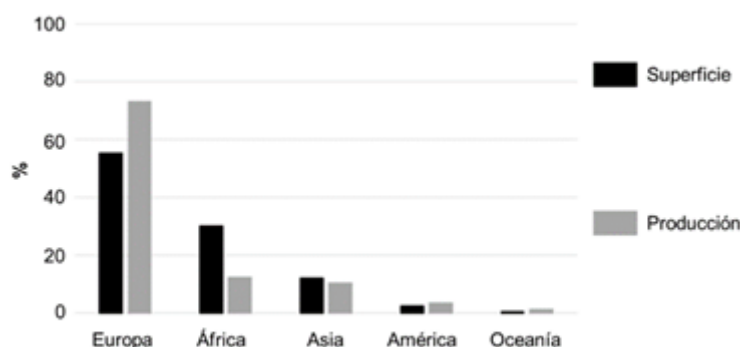


Figura 1 Representatividad, en porcentaje, de la superficie y producción de aceite mundial clasificada por continentes. Fuente: adaptado de COI (2015)

Durante las últimas décadas, la gestión global del olivar, tradicionalmente extensiva y bajo un régimen de secano (Loumou y Giourga 2003), ha ido diversificándose debido a la insostenibilidad económica del sector agrícola (de Graaf y Eppink 1999; Egea y y Pérez 2016). Así, en numerosos casos se han implementado técnicas de riego en los cultivos para aumentar su producción, y en ocasiones menos frecuentes, las explotaciones han sido abandonadas por su escasa rentabilidad (Duarte et al. 2008; Villanueva et al. 2014).

1.2 Características del olivar en la Cuenca Mediterránea, España y Andalucía

El olivar es un cultivo leñoso de carácter permanente, perennifolio, y estrechamente vinculado a climas mediterráneos (Peel et al. 2007; Gómez-Zotano et al. 2015) (Fig. 2).

Están adaptados a veranos secos y calurosos, con una amplitud térmica anual y diaria elevada, y con precipitaciones irregulares anual e interanualmente variables en cantidad.

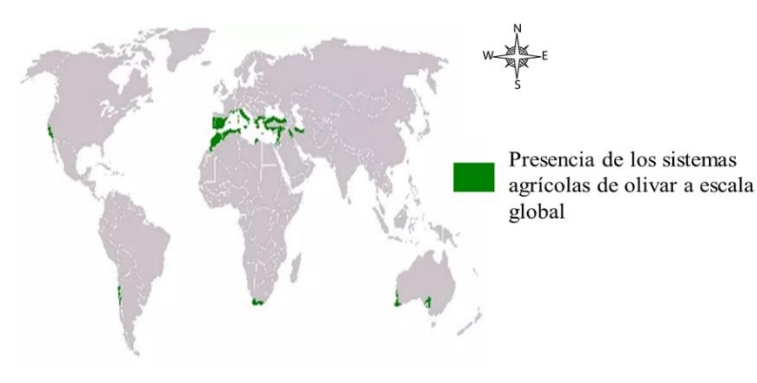


Figura 2 Localización geográfica de los cultivos de olivar en el mundo, apreciándose su carácter dominante a lo largo de la Cuenca Mediterránea. Fuente: Aschmann (1973)

España se sitúa como país líder en cuanto a superficie cultivada de olivar, con más de 2,5 millones de hectáreas (M ha) actualmente (INE 2013), siendo además el primer país productor de aceite de oliva acorde a datos procedentes de la Campaña 2017/2018, con una producción aproximada de 1.298.700 toneladas (t) (COI 2018). Por otra parte, Italia, siendo el primer país exportador de aceite, es su principal consumidor, dependiendo de importaciones procedentes de España, Túnez y Marruecos (Mili y Zúñiga 2001; COI 2015) (ver Tabla 2).

Tabla 2 Superficie de olivar en hectáreas (ha), producción y consumo de aceite de oliva en toneladas (t), y nivel de exportación de aceite de oliva (toneladas, t) de los países con mayor representatividad olivarera. Datos medios procedentes de las campañas 2009-2015. Fuente: adaptado de COI (2015)

País	Superficie de olivar (ha)	Aceite de oliva		
		Producción (t)	Consumo (t)	Exportación (t)
España	2.623.100	1.536.000	530.400	225.000
Túnez	1.870.000	100.000	35.000	60.000
Italia	1.230.000	450.000	620.000	243.000
Grecia	1.125.000	230.000	186.000	13.000
Marruecos	1.015.500	120.000	113.500	11.000
Turquía	826.000	220.000	150.000	50.000
Siria	590.000	150.000	95.000	25.000
Portugal	352.000	76.200	74.000	56.000
Argelia	310.000	72.000	67.000	---

En la Región Mediterránea, la evolución y adaptación del olivar dio lugar a un desarrollo local que reforzó el mundo rural a través de la promoción de empleo. Así, se contuvo la emigración rural permitiendo alcanzar una mayor competitividad y acceso a los mercados mediante una correcta gestión de los espacios geográficos y de los recursos naturales

(Lambarraa et al. 2007; Arjona-Fuentes y Amador-Hidalgo 2017). No obstante, el principal objetivo actual que se persigue a través del mantenimiento y correcta gestión del olivar consiste en que los agricultores perciban una renta agraria que les permita obtener un nivel de vida digno dando continuidad a la actividad agrícola (Flekens et al. 2009).

El olivar se considera uno de los cultivos leñosos más emblemáticos de España. Su mayor presencia se da en la vertiente mediterránea, incrementándose su superficie en Extremadura y regiones concretas de Castilla La Mancha, perteneciendo su máxima representatividad a la región andaluza, donde representa el 48,63% de los cultivos leñosos nacionales (INE 2013; BOJA 2015a, b) (Fig. 3).

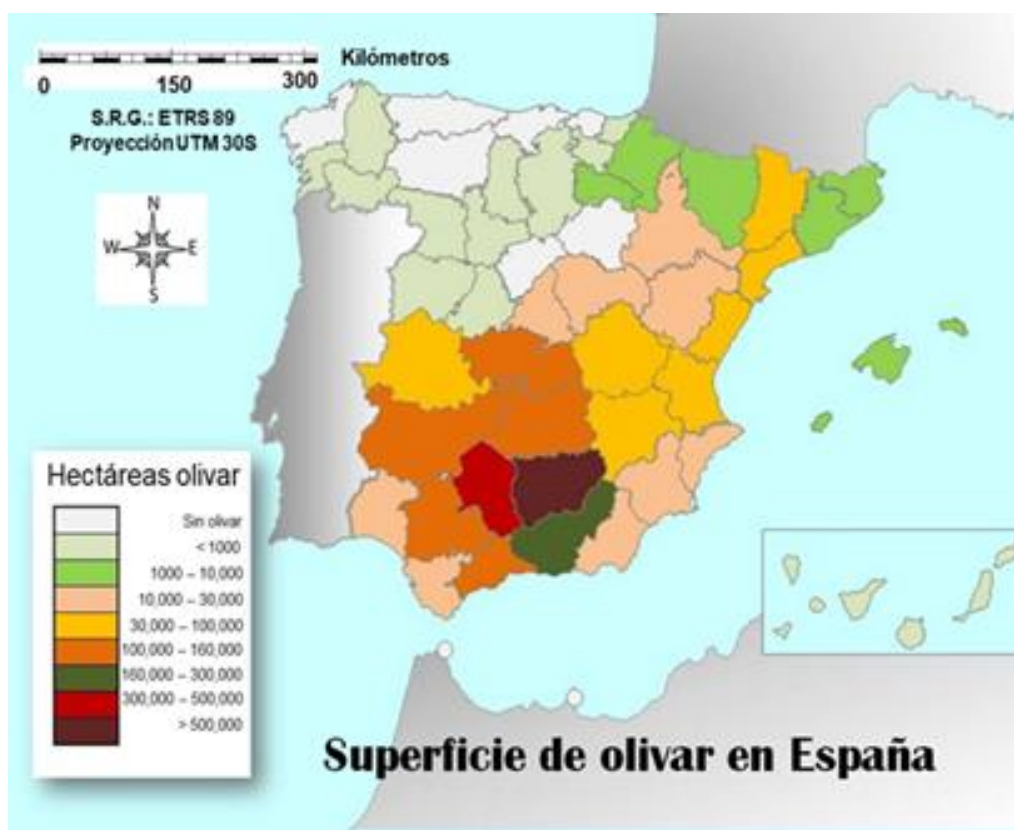


Figura 3 Distribución del olivar en las diferentes provincias de España. Fuente: MAPAMA (2012)

En Andalucía, la región olivarera española por excelencia, las plantaciones se fueron expandiendo desde aproximadamente 0,5 M, con plantaciones dispersas con olivos de baja productividad en los siglos XVIII-XIX (IECA 2009), hasta 1,5 M ha en la actualidad (INE 2013; Fig. 4a, b). Esta masificación del olivar andaluz ha supuesto a lo largo de la historia un elemento configurador del paisaje, de modo que su extensión territorial en

forma de monocultivos ha condicionado el modo y la calidad de vida de la población andaluza, cuya raigambre cultural relacionada con estos cultivos es especialmente notoria (Loumou y Giourga 2003; Arjona-Fuentes y Amador-Hidalgo 2017).

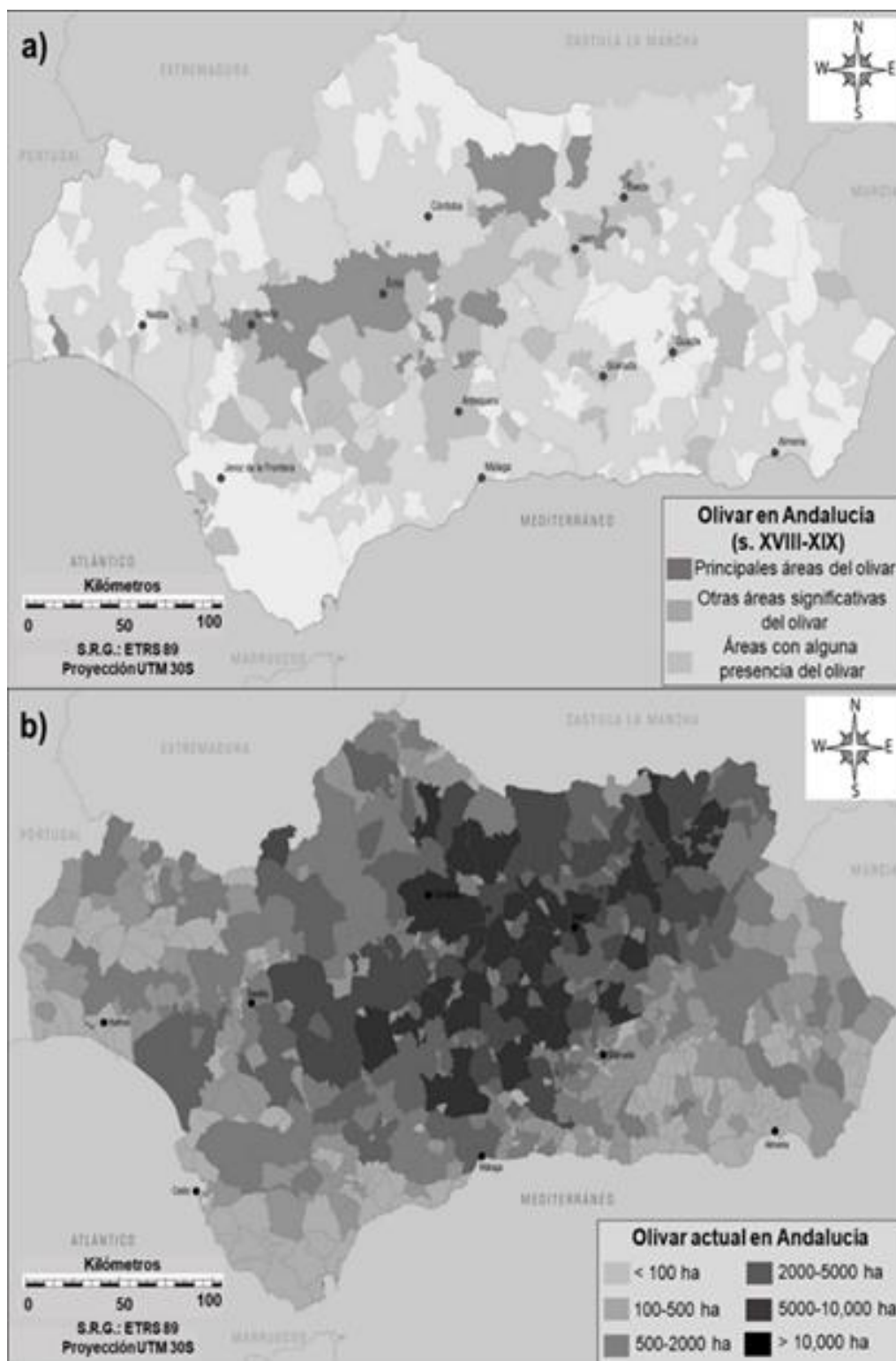


Figura 4 Presencia (cualitativa) de olivar en Andalucía en los siglos XVIII-XIX (a), y superficie ocupada en la actualidad (b). Fuente: adaptado de IECA (2009)

Como motor fundamental de la expansión histórica del olivar debe destacarse la progresiva demanda de aceite de oliva por parte de la población (Tsakiridou et al. 2006; Vossen 2007). Si bien la producción de los cultivos olivareros supone una gran importancia económica en términos de renta agraria en España (6% del sector) (INE 2013), el análisis de la cadena de valor del aceite de oliva evidencia una situación de desequilibrio respecto a las etapas productivas del sector oleícola, donde los bajos valores de los aceites a granel afectan la viabilidad económica de las explotaciones olivareras (Santosa et al. 2010; Dekhili et al. 2011). Por otra parte, pese al incremento en los últimos años en cuanto a la calidad de los aceites producidos, no ha habido una mejora significativa en las rentas asociadas al sector debido a la imposición de bajos precios por parte de la distribución moderna para con los aceites envasados (Nazlioglu y Soytaş 2012).

En España, la situación de vulnerabilidad económica es particularmente preocupante en el olivar tradicional de montaña sobre suelos con pendiente del 15-20%. Este tipo de olivar, en régimen de secano, ocupa más de 700.000 hectáreas (ha) (BOJA 2015b, c). No obstante, numerosos estudios sostienen que el olivar de secano de zonas bajas o de campiña, cuya superficie en España se estima en 1,2 M ha (BOJA 2015b), no supera el umbral de costes en una coyuntura de precios tan bajos como los actuales a pesar de tener un mayor rendimiento que el de montaña (AEMO 2012; García-Brenes y Sanz-Cañada 2012). Ante esta situación, han tomado relevancia los modelos de gestión agrícola intensiva, destacando los de regadío y el olivar altamente-intensivo, que cuenta con más de 210.000 ha en España (BOJA 2015b). Dichos modelos de gestión conforman alternativas muy competitivas a escala internacional, debido a su elevada productividad a corto plazo y en proporción a sus bajos costes (Rufat et al. 2014; Colombo y Perujo-Villanueva 2017).

Finalmente, debe destacarse la relevancia de las Denominaciones de Origen Protegidas (DOPs) en los cultivos de olivar como principal sistema de calidad certificada otorgada por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Dichas figuras de calidad otorgan un valor añadido y certificado de una calidad diferenciada a los alimentos producidos (Henson y Reardon 2005; Moschini et al. 2008). En España existen 29 DOPs de aceite de oliva, 12 de ellas en Andalucía que resalta la importancia de este cultivo en la región (Tabla 3):

Tabla 3 Denominaciones de Origen Protegidas (DOPs) de aceite de oliva en España, especificando su localización (Provincia y Comunidad Autónoma), y la variedad mayoritaria de aceituna en cada una de ellas. Fuente: Rejano et al. (2010); AODE (2019); MAPAMA (2019)

Comunidad Autónoma	Provincia	DOP	Variedad de aceituna
La Rioja	La Rioja	Aceite de La Rioja	Arbequina
			Empeltre
			Hojiblanca
			Manzanilla
			Picual
Navarra	Navarra	Aceite de Navarra	Empeltre
Cataluña	Girona	Aceite de L’Empordá	Arbequina
	Tarragona	Aceite de Terra Alta	Empeltre
		Aceite del Baix Ebre-Montsiá	Arbequina
			Empeltre
		Siurana	Arbequina
	Lérida	Les Garrigues	Arbequina
Islas Baleares	Mallorca	Aceite de Mallorca	Empeltre
Aragón	Zaragoza	Aceite del Bajo Aragón	Empeltre
	Teruel		
	Zaragoza	Sierra del Moncayo	Empeltre
Comunitat valenciana	Castellón	Aceite de la Comunitat Valenciana	Arbequina
Castilla-La Mancha	Guadalajara	Aceite de La Alcarria	Farga
	Cuenca		
	Ciudad Real	Aceite Campo de calatrava	Castellana
		Aceite Campo de Montiel	Cornicabra
Extremadura	Toledo	Montes de Toledo	Picual
	Badajoz	Aceite de Monterrubio	Cornicabra
	Cáceres	Gata-Hurdes	Cornicabra
	Málaga	Antequera	Cacereña
Andalucía	Jaén	Sierra de Cazorla	Hojiblanca
		Sierra de Segura	Picual
		Sierra Mágina	Picual
	Cádiz	Sierra de Cádiz	Picual
	Granada	Sierra de Cádiz	Lechín de Sevilla
		Poniente de Granada	Manzanilla
		Montes de Granada	Hojiblanca
	Córdoba	Aceite de Lucena	Picual
		Baena	Hojiblanca
		Montoro-Adamuz	Hojiblanca
			Lechín de Sevilla
		Priego de Córdoba	Picudo
	Sevilla	Estepa	Hojiblanca

1.3 Principales modelos de gestión de los cultivos de olivar

Existen múltiples caracterizaciones y clasificaciones en cuanto a los diferentes modelos de gestión aplicados a los sistemas de cultivo de olivar, basados en criterios como la densidad de árboles por hectárea o la tipología en cuanto al empleo de *inputs* energéticos en forma de fertilizantes, agua, o pesticidas (Peña-Barragán et al. 2004; Fleskens 2008; AEMO 2012; García-Brenes y Sanz-Cañada 2012). Para los diferentes análisis realizados a lo largo de esta investigación, se usó una clasificación del olivar esencialmente basada en los criterios de AEMO (2012) y García-Brenes y Sanz-Cañada (2012). En estas gestiones se combinan y cuantifican múltiples variables agronómicas que inciden y modifican el cultivo olivarero asumiendo un manejo óptimo de la plantación.

Los cultivos de olivar pueden ser no mecanizables o mecanizables dependiendo de la pendiente del territorio (Fig. 5). Así, en suelos con pendientes superiores al 20% el uso de maquinaria agrícola se ve limitado (Loumou y Giourga 2003; Taguas et al. 2015).

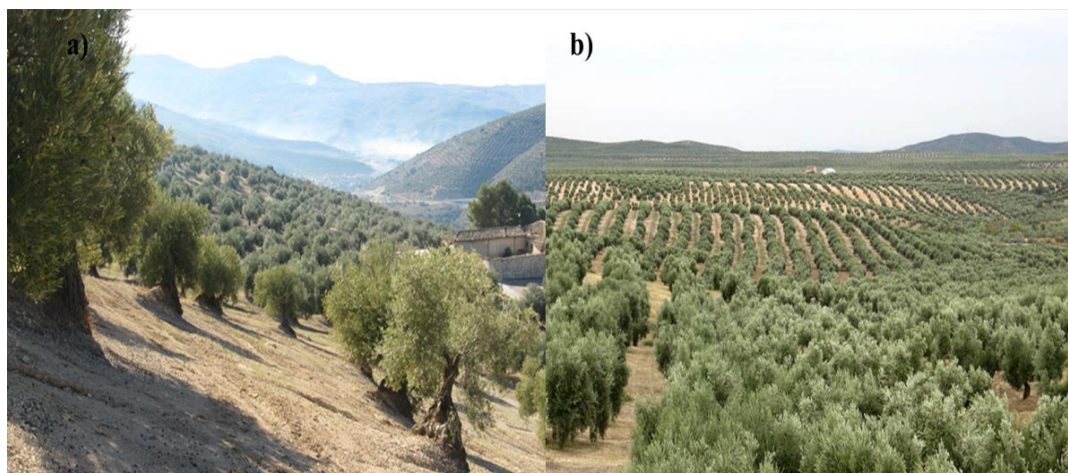


Figura 5 Parcela de olivar no mecanizable (a) y mecanizable (b). Fuente: ASAJA Jaén (2019)

Atendiendo a factores estructurales del cultivo y al empleo de *inputs* energéticos, los olivares pueden ser gestionados de forma tradicional, integrada o ecológica (Fig. 6a, b y c). Estos modelos de gestión, admiten la incorporación de agua al cultivo, dando lugar a explotaciones de secano y de regadío, siendo minoritaria la incorporación de agua al cultivo en las explotaciones ecológicas, existiendo actualmente sólo 4800 ha bajo este manejo agrario (AEMO 2012; Romero-Gámez et al. 2017). Por otro lado, las gestiones tradicional e integrada pueden verse intensificadas incrementando la densidad de plantación, dando lugar a cultivos intensivos de secano y regadío y a cultivos altamente-

intensivos, donde siempre se incorporan técnicas de riego (Fig. 6d y e) (AEMO 2012; Gómez-Limón et al. 2012; Rufat et al. 2014; BOJA 2015b; Proietti et al. 2015).

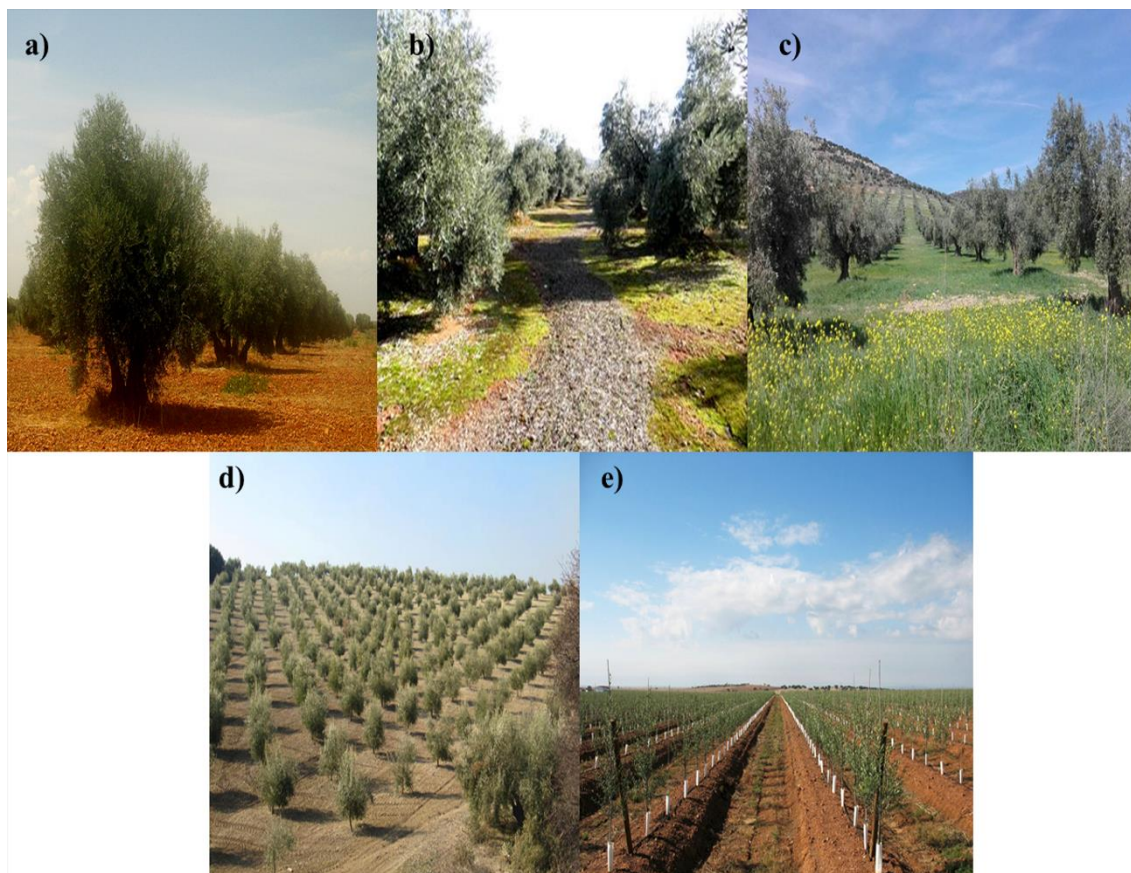


Figura 6 Parcela de olivar gestionado de forma tradicional (a), integrada (b), y ecológica (c). Se muestran además los efectos del incremento de la densidad de plantación dando lugar a los cultivos intensivos (e), y altamente-intensivos (d). Fuente: ASAJA Jaén (2019)

La Figura 7 y la Tabla 4 sintetizan la clasificación de los manejos de olivar, características y costes de algunas prácticas agrícolas.

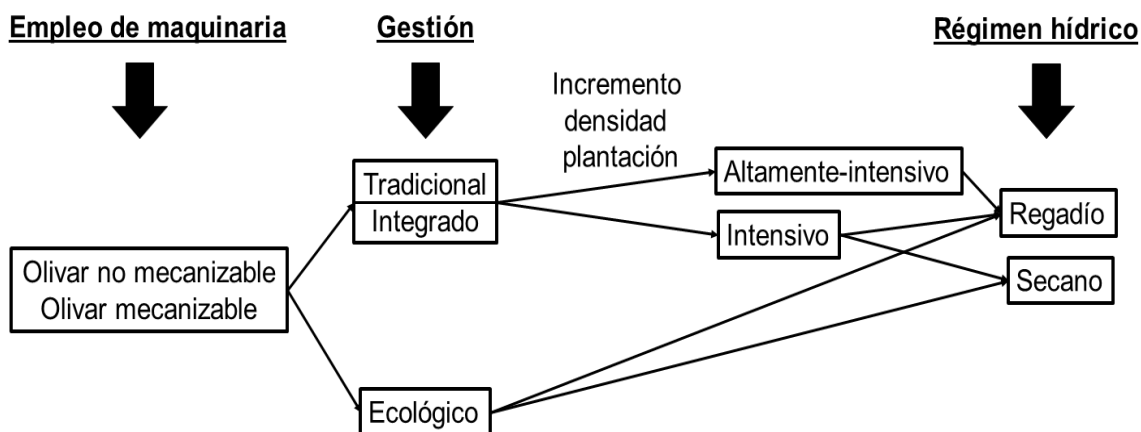


Figura 7 Clasificación de los cultivos de olivar. Fuente: elaboración propia

Tabla 4 Características de las diferentes gestiones del cultivo del olivar, evidenciando sus principales prácticas agrícolas y costes anuales en € ha⁻¹, incluyendo los gastos de personal, riego, maquinaria, y empleo de productos fitosanitarios y abonos. Fuente: adaptado de AEMO (2012); Martínez et al. (2006); y Romero-Gámez et al. (2017)

Características y prácticas agrícolas	Olivar no mecanizable			Olivar Mecanizable								
	Tradicional	Integrado	Ecológico	Tradicional		Integrado		Ecológico		Intensivo		Altamente intensivo
Régimen agua	Secano	Secano	Secano	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Secano	Regadío	Regadío
Años olivar	> 25	> 25	> 25	> 25	> 25	> 25	> 25	10-25	10-25	> 25	> 25	< 10
Árboles ha ⁻¹	80-120	80-120	80-120	100-500	100-500	100-500	100-500	100-500	100-500	200-600	200-600	1000-2000
Poda (€ ha ⁻¹)	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	bianual	anual
	47,55	47,55	47,55	61,60	61,60	61,60	61,60	46,20	46,20	69,30	69,30	378,40
Eliminación restos (€ ha ⁻¹)	Quema	Quema	Quema	Picadora	Picadora	Picadora	Picadora	Picadora	Picadora	Picadora	Picadora	Picadora
	27,10	27,10	27,10	35,30	35,30	35,30	35,30	26,40	26,40	37,25	37,25	51,40
Desvareto (€ ha ⁻¹)	Escaso	Necesario	Necesario	Escaso	Escaso	Necesario	Necesario	Necesario	Necesario	Escaso	Escaso	No
	44,00	55,10	42,70	44,00	44,00	53,40	53,40	42,70	42,70	37,40	37,40	0,00
Cubierta suelo (€ ha ⁻¹)	Natural	Natural	Natural	Natural	Natural	Natural	Natural	Viva/inerte	Viva/inerte	Natural	Natural	No
	279,70	279,70	279,70	279,70	279,70	380,50	380,50	263,90	263,90	372,30	372,30	223,30
Plagas (tratamientos año ⁻¹ y € ha ⁻¹)	2	3	3	2	2	3	3	3	3	4	4	5
	165,10	170,30	550,00	165,10	165,10	155,70	155,70	550,00	550,00	190,13	190,13	281,83
Fertilización (€ ha ⁻¹)	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y en agua	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y edáfica	Foliar y en agua	Foliar y en agua
	70,30	77,60	128,00	70,30	70,30	69,80	69,80	128,00	128,00	100,50	100,50	110,30
Riego (m ³ ha ⁻¹ y € ha ⁻¹)	0	0	0	0	1500	0	1500	0	1500	0	2000	2000
	0,00	0,00	0,00	0,00	434,00	0,00	434,00	0,00	434,00	0,00	472,00	511,00
Producción (kg aceituna ha ⁻¹)	1750	1750	1750	3000	6000	3500	6000	3500	5000	5000	10.000	10.000
Recolección (€ ha ⁻¹)	Vareo	Vareo	Vareo	Vibrador y vareo	Vibrador y vareo	Vibrador y vareo	Vibrador y vareo	Vibrador y vareo	Vibrador y vareo	Vibrador/paraguas	Vibrador/paraguas	Cosechadora
	367,00	367,00	367,00	595,00	910,00	595,00	910,00	367,00	367,00	615,00	920,00	810,00

En general, las diferentes gestiones estudiadas se llevan a cabo sobre olivares de avanzada edad, con excepción de la agricultura ecológica debido a su desarrollo incipiente (Alonso Mielgo et al. 2001; BOJA 2015b). La poda presenta un régimen bianual en todos los modelos de gestión, procediéndose a la quema de los restos en los olivares no mecanizables y a su trituración e incorporación al suelo para incrementar su contenido de materia orgánica y fertilidad (Turrini et al. 2017). El desvareto (i.e. retirada de vástagos), se realiza en la agricultura integrada y ecológica en particular debido la presencia de árboles con varios pies. Predomina la cobertura espontánea del suelo en la mayoría de las gestiones excepto en la agricultura ecológica, donde se lleva a cabo la implantación de coberturas vivas o inertes como agente mitigador de los procesos erosivos (Zuazo y Pleguezuelo 2009; Guzmán et al. 2011). En los cultivos altamente intensivos en cambio, con la finalidad de facilitar el empleo de maquinaria y no incidir en el vigor de los olivos (i.e. su crecimiento vegetativo y su productividad reproductiva), se mantiene el suelo sin cobertura. En cuanto al tratamiento de plagas y fertilización, destaca la necesidad de un mayor número de tratamientos anuales contra las típicas enfermedades del olivar a medida que se intensifican los cultivos, destacando el carácter predominante de la fertilización foliar y edáfica en los cultivos de secano, y de la fertirrigación cuando hay regadío (Capasso et al. 1995; Marzoi et al. 2006; Fernández-Hernández et al. 2014). Por otra parte, el nivel productivo de las explotaciones es mayor a medida que se incrementa la densidad de plantación y se introduce riego en el sistema, procediéndose a la recogida mediante vareo en los olivares no mecanizables, y mediante vibrador en el resto de manejos. Los rendimientos productivos más elevados son los de las explotaciones de olivar intensivo con riego y altamente-intensivo, debido a la elevada densidad de plantación (Metzidakis et al. 2008; AEMO 2012).

En España, aunque la gestión predominante del olivar es el manejo tradicional de secano, diversas DOPs, entre las que destaca la DOP *Estepa*, en Sevilla, principal área de estudio de esta investigación, han adoptado un modelo de gestión integrado del olivar, donde se combina un adecuado nivel productivo con unos tenues impactos ambientales (Thrupp 2000; Parra-López et al. 2007; Duarte et al. 2008; Guzmán et al. 2011) (Tabla 5). Este tipo de gestión está controlada por las Asociaciones de Producción Integrada (APIs), donde los agricultores se benefician de un servicio técnico que controla el proceso productivo y el cumplimiento de los Reglamentos Específicos (Siskos et al. 2001; Dios-Palomares y Martínez-Paz 2011; Hinojosa-Rodríguez et al. 2014). Como mecanismo de

control de la gestión integrada del olivar, también existen las Agrupaciones para el Tratamiento Integrado en Agricultura (ATRIAs), encargadas de establecer tratamientos contra plagas o amenazas que puedan presentar los cultivos (Díaz et al. 2003).

Tabla 5 Principales gestiones olivareras de España, especificando su régimen hídrico, superficie en hectáreas (ha), y representatividad respecto al total del olivar español (%). Fuente: BOJA (2015b); Romero-Gámez et al. (2017)

Uso de maquinaria	Gestión	Régimen hídrico	Superficie (ha)	Representatividad (%)
No mecanizable	Tradicional, integrado y ecológico	Secano	728.750	27,50
Mecanizable	Tradicional	Secano	678.400	25,60
		Regadío	418.700	15,80
	Integrado	Secano	161.650	6,10
		Regadío	174.900	6,60
	Ecológico	Secano	55.650	2,10
		Regadío	7950	0,30
	Intensivo	Secano	172.250	6,50
		Regadío	214.650	8,10
	Altamente-intensivo	Regadío	37.100	1,40

1.4 Los olivares como paisajes agrícolas socio-ecológicos

El concepto de paisaje puede entenderse como una entidad subjetiva. Esto significa que un paisaje sería la percepción plurisensorial de un sistema de relaciones ecológicas. Se asume entonces que el paisaje es un constructo (una abstracción) individual, cada uno da forma a un paisaje único y, por tanto, es un concepto antropocéntrico. En este contexto conceptual se reconocen, por un lado, un fenosistema que es la entidad perceptible, lo que se manifiesta, la expresión sintética de la estructura y dinámica ecológicas de un territorio y, por otro lado, un criptosistema que es la entidad no visible, los flujos de información y energía que subyacen a lo perceptible (Bernáldez 1981; Gulink et al. 2001).

Si bien los paisajes se han clasificado tradicionalmente como naturales o culturales, cada vez más se asume que la presencia humana y sus actividades forman parte de la dinámica de los mismos (Farina 2000; Cooley 2017). Particularmente, el proceso de conectividad en los paisajes, entendido como la interacción entre su estructura y dimensión socio-económica, es esencial para entender su funcionalidad (Bengtsson et al. 2003; Schmitz et al. 2003; Ernston 2013). Los sistemas agrícolas, dentro de los cuales se enmarcan los agrosistemas de olivar, junto con los sistemas forestales naturales y seminaturales conforman el 68% del territorio europeo (EUROSTAT 2018), y su gestión sostenible es

de gran importancia en la conservación de hábitats (Vejre et al. 2010; Huang et al. 2011). En el sur de Europa, con una amplia superficie agrícola, los recursos naturales se han gestionado tradicionalmente con la finalidad de alcanzar un equilibrio entre la explotación de los sistemas productivos y su conservación (Duarte et al. 2008). Siendo los olivares el principal agrosistema representativo de la Cuenca Mediterránea, su rentabilidad económica está estrechamente ligada a las subvenciones de la Política Agrícola Común (PAC), hecho que demanda la implementación de una estrategia mixta económico-ecológica para conservarlos y propiciar su mantenimiento a largo plazo (Taguas y Gómez 2015; Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013). Por tanto, para poder evaluar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas como el olivar, éstos deben ser considerados como paisajes agrícolas productivos (Zacarelli et al. 2008), centrando su conservación en el mantenimiento del flujo de servicios ecosistémicos (SE) que aportan a la sociedad y valorando no sólo el abastecimiento de productos que proporcionan, si no también su importancia social y cultural dentro de la sociedad (Flekens et al. 2009; Nieto-Romero et al. 2014; Villanueva et al. 2014).

Los paisajes agrícolas, en tanto que paisajes culturales, pueden ser considerados como sistemas socio-ecológicos por sus dimensiones sociales, económicas y biofísicas (Matthews y Selman 2006; De Aranzabal et al. 2008; Castro et al. 2014; Herrero-Jaúregui et al. 2019). El entorno biofísico de cualquier sistema socio-ecológico actúa como factor limitante de su producción o bien como la base de un sistema jerárquico (Folke et al. 2016). La correcta evaluación de la viabilidad de los sistemas agrarios, entonces, debe tener en consideración la dimensión ambiental además de la social y la económica (Duarte et al. 2008; Damour et al. 2018). En el caso de los olivares, si bien están supeditados al marco socio-económico debido a la demanda social de sus productos y la necesidad de generar beneficios, su evaluación debe realizarse partiendo del enfoque de sistemas socio-ecológicos complejos y bajo la consideración de la agricultura multifuncional (Proulx 2007; Nieto-Romero et al. 2014; ver apartado siguiente). Aunque los olivares se han gestionado tradicionalmente de forma extensiva, en las últimas décadas, sobre todo en Andalucía, se ha ido intensificando su gestión y se han ido generando grandes extensiones de monocultivos (Gómez-Limón y Atance 2004; Infante-Amate y de Molina 2013). Sin embargo, desde el ámbito científico se recomienda cada vez más considerar a los olivares como paisajes agrícolas socio-ecológicos donde no sólo es relevante el nivel productivo de la explotación, sino también sus características ambientales y sociales por la

generación de empleo y contribución a la renta agraria, contribuyendo en un 6% a la renta nacional (Parra-López et al. 2008a; Fleskens et al. 2009; Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013). De este modo, en algunas explotaciones se ha tendido hacia modelos de gestión respetuosos con el medio ambiente, como es el caso del olivar ecológico u orgánico, en cuya gestión se persigue alcanzar un equilibrio entre el nivel productivo, los beneficios económicos y los impactos ambientales derivados de las prácticas agrícolas del cultivo (Castro et al. 2008).

Desde el ámbito político también se ha ido asumiendo a los olivares como sistemas socio-ecológicos y, bajo esta asunción, los cultivos olivareros andaluces han sido propuestos por el gobierno regional para su inscripción en la Lista de Patrimonio Mundial. Sostiene esta propuesta el hecho de que los olivares conforman un eje de desarrollo de actividades económicas, investigación y dinamización empresarial, además de proporcionar SE de extrema importancia a la sociedad, ocupando más del 45% de la superficie agrícola regional que representa el 32% del olivar europeo (INE 2013; JA 2018a, b). Estos paisajes además de constituir un patrimonio olivarero-oleícola con valores intrínsecos que evidencian su importancia y la necesidad de su conservación, se, destacan también por su carácter leñoso y permanente. Esta característica los convierte en un gran reservorio de agrobiodiversidad, en agentes captadores y de almacenaje de dióxido de carbono que contribuye a la mitigación del cambio climático y su biomasa es aprovechada para producir energía renovable (Loumou y Giourga 2003; Rodríguez-Entrena et al. 2012). Adicionalmente, estos cultivos generan una cantidad considerable de empleo por unidad de superficie que representa el 32% de la mano de obra de todo el sector agrícola y ganadero en España (Infante-Amate y de Molina 2013; BOJA 2015c), y en muchos casos están formando mosaicos con vegetación seminatural y otros usos del suelo (Guzmán Álvarez 2004).

1.5 El olivar como sistema multifuncional y proveedor de servicios ecosistémicos

A partir del carácter socio-ecológico de los sistemas de olivar, cobra importancia el estudio de la multifuncionalidad de estos cultivos, entendiéndose como el aporte de SE que proporcionan a la sociedad (Martínez-Sastre et al. 2017). Actualmente, el papel multifuncional de la agricultura está reconocido tanto por la PAC como por las políticas regionales existentes, siendo los cultivos olivareros aptos para la recepción de subsidios agroambientales con la finalidad de conservar su aporte de SE (BOJA 2015b). Aunque

tradicionalmente se ha considerado a los olivares proveedores de SE de abastecimiento (Schipanski et al. 2014), actualmente se reconoce su capacidad para generar servicios de regulación, culturales y transversales (Fisher et al. 2009; Nieto-Romero et al. 2014).

De este modo, la contribución a la generación de SE por parte de la agricultura depende de la estructura del sistema y de su modelo de gestión (Tschardt et al. 2005; Fiedler et al. 2008). Así, paisajes agrícolas bien gestionados, pueden presentar una matriz de usos del suelo que integre mosaicos de cultivos y zonas menos intervenidas presentando una elevada multifuncionalidad, ya que generan diversos servicios y lo compatibilizan con la conservación de la integridad del sistema (Potts et al. 2006; Plieninger et al. 2013).

Los SE, definidos como recursos o procesos de los ecosistemas (bienes y servicios) que benefician a los seres humanos, fueron formalizados en cuatro categorías por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en 2005 (MA 2005; Potts et al. 2006; Montanaro et al. 2017), contribuyendo principalmente los cultivos olivareros a la provisión de los siguientes tipos:

- a) abastecimiento: a través de la producción de aceitunas y aceite de oliva;
- b) regulación: por su capacidad de secuestro de carbono en su biomasa (12%) y en el medio edáfico (88%); y el control de los procesos erosivos (Gómez et al. 2004; Lal 2004), además de contribuir a la regulación del clima, purificación del agua y del aire, y polinización o control de plagas;
- c) culturales: debido a la arraigada tradición de estos cultivos existe una cultura inherente a los mismos y un sentido de pertenencia. También su generación de empleo se considera un servicio socio-cultural (Martínez-Sastre et al. 2017); y
- d) transversales: entendidos como el conjunto de procesos necesarios para el mantenimiento del resto de SE, donde el olivar destaca como reservorio de agrobiodiversidad (Rescia et al. 2017), albergando el 43,5% de las especies vegetales mediterráneas y el 17% de la flora vascular andaluza (Solomou y Sfougaris 2011).

Adicionalmente, el suministro de SE por parte de los ecosistemas se relaciona intrínsecamente con las dimensiones del Bienestar Humano (Alkire 2002; King et al. 2014) (Fig. 8). El capital natural conforma la base de este bienestar, siendo el sistema económico el mecanismo para adquirir solamente uno de sus elementos (i.e. materiales básicos) (Barbier 2007). Así, un bienestar humano sostenible exige respetar los límites biofísicos de los ecosistemas (King et al. 2014).

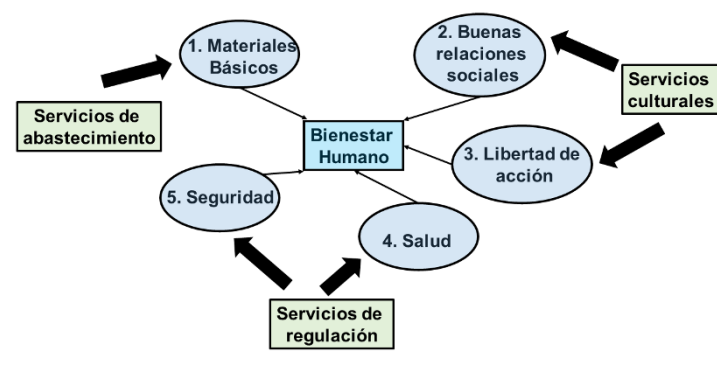


Figura 8 Dimensiones del Bienestar Humano y el tipo de servicios ecosistémicos sobre las que se sustentan. Fuente: adaptado de King et al. (2014)

1.6 Evaluación de la sostenibilidad en el olivar

La sostenibilidad de los sistemas socio-ecológicos como el olivar conforma un paradigma complejo, siendo necesario recurrir al marco de la agricultura multifuncional y al enfoque basado en el Triple Balance (i.e. Triple Bottom Line, TBL) descrito, entre otros, por Lampridi et al. (2019), para realizar su evaluación teniendo en cuenta las dimensiones económica, social y ambiental de los sistemas agrícolas (Mayoer 2008; Seghezzo 2009; Rescia et al. 2017). No obstante, si bien dichas dimensiones deberían ser equitativas, a menudo el interés económico prima por encima de las dimensiones social y ambiental, siendo el motor principal del mantenimiento de la actividad agraria (Sgroi et al. 2015) (Fig. 9).

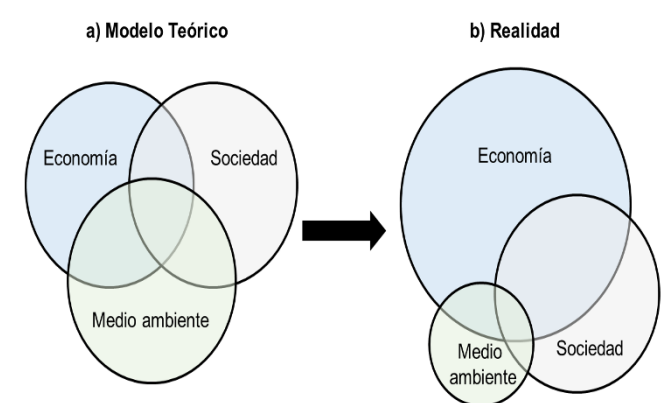


Figura 9 Diagrama de Venn evidenciando las dimensiones conformadoras de los sistemas socio-ecológicos, con ponderación equitativa acorde al modelo teórico (a), y con las diferentes ponderaciones llevadas a cabo en los entornos naturales (b). Fuente: elaboración propia

La creciente concienciación social para con las externalidades negativas de la agricultura demandan la necesidad de un cambio hacia modelos de gestión agrícolas más sostenibles donde tenga lugar el máximo aprovechamiento de la biomasa y los subproductos de los cultivos basándose en modelos de economía circular (Roig et al. 2006; Scherr y McNeely

2007). Dicha gestión sostenible, siguiendo el enfoque TBL, debe perseguir una producción óptima salvaguardando aspectos sociales y culturales (i.e. generación de empleo, sentido de pertenencia); asegurando beneficios económicos y atenuando lo máximo posible los impactos ambientales derivados de las prácticas agrícolas (Binder et al. 2010). Específicamente para los sistemas de olivar, es conveniente abordar su sostenibilidad a escala de paisaje, teniendo en cuenta al cultivo y sus interacciones, sinergias y complementariedades con ecosistemas cercanos (Olson 2017; Peterson et al. 2017).

Aunque numerosos estudios han analizado la sostenibilidad de los sistemas socio-ecológicos de olivar (ver, entre otros, Torres et al. 2008; Fleskens et al. 2009; Gómez et al. 2009; López-Pintor et al. 2018; Rescia y Ortega 2018), en la presente investigación se han aplicado las siguientes metodologías descritas sucintamente para realizar una evaluación multidimensional de dicho parámetro sobre un paisaje de olivar determinado:

- a) implementación y calibración de un modelo de simulación a medio-largo plazo con la finalidad de realizar una evaluación integrada y dinámica de las dimensiones productiva, económica y ambiental del área de estudio. Dicha evaluación se llevó a cabo considerando la situación actual del olivar del área de estudio (i.e. Comarca de Estepa, en Sevilla, Andalucía, España) además de diseñar diferentes escenarios de gestión olivarera para cuantificar las diferencias existentes entre cada manejo agrícola considerado;
- b) análisis de la introducción del regadío sobre la sostenibilidad del olivar estudiado gestionado de forma integrada. Evaluación de las repercusiones del riego sobre el medio físico-químico edáfico y simulación comparativa entre los diferentes regímenes hídricos en cuanto a la producción y rendimiento económico del cultivo;
- c) empleo del Análisis de Procesos Jerárquicos (i.e. Analytic Hierarchy Process, AHP) como Metodología de Toma de Decisión Multicriterio para valorar el grado de contribución de los modelos de gestión olivareras del área de estudio (i.e. integrada y ecológica) para con las demandas sociales existentes hacia la agricultura a través del conocimiento de expertos; y
- d) valoración bibliográfica de la perdurabilidad del olivar andaluz a medio-largo plazo mediante la ejecución del índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS) orientado hacia el análisis de la sostenibilidad agrícola frente a los procesos erosivos. Aplicación

experimental de dicho índice y desarrollo de un modelo ad hoc sobre el área de estudio junto a la estimación de su nivel productivo.

1.7 La Política Agrícola Común y su aplicación en España y sobre el olivar

La Política Agrícola Común (PAC) es un conjunto de normas y mecanismos de regulación de los productos agrícolas cuyo objetivo es incrementar la producción y garantizar un nivel de vida digno a la población rural, además de proteger el medio ambiente apostando por modelos de gestión que garanticen un correcto flujo de SE (Gray 2000; Spoerer 2015). Históricamente, la PAC entró en vigor en 1957, con un presupuesto que representaba el 87% del Fondo Económico Europeo (Martín-Retortillo y Pinilla 2015). Mientras que en sus primeras etapas se incentivaba la productividad agrícola, durante la década de 1980-90 se estableció, con la Reforma de McSharry (1992), un sistema de ayudas directas al agricultor (Moyer y Josling 2002) (Fig. 10). Es con esta reforma donde entran en vigor las primeras medidas agro-ambientales (Erjavec y Erjavec 2015). Posteriormente, con la Agenda 2000, las ayudas pasaron a depender de la superficie cultivada, y la PAC pasó a estar formada por dos pilares, uno destinado a ayudas a la renta y otro a financiar políticas ambientales y de desarrollo rural donde se incluyen por primera vez los pagos agroambientales basados en los servicios no productivos de la agricultura, fomentando su multifuncionalidad (Erjavec y Erjavec 2015). Finalmente, con la Reforma de 2003 entran en vigor las ayudas desacopladas basadas en el pago único, fomentándose el respeto por el medio ambiente y la seguridad alimentaria (O'Neill y Hanrahan 2016). Así, los pagos directos se redujeron en un 20% para reforzar el segundo pilar de la PAC (García y Pabsdorf 2015). En España, el pago único se adoptó en 2006 (BOJA 2015b).

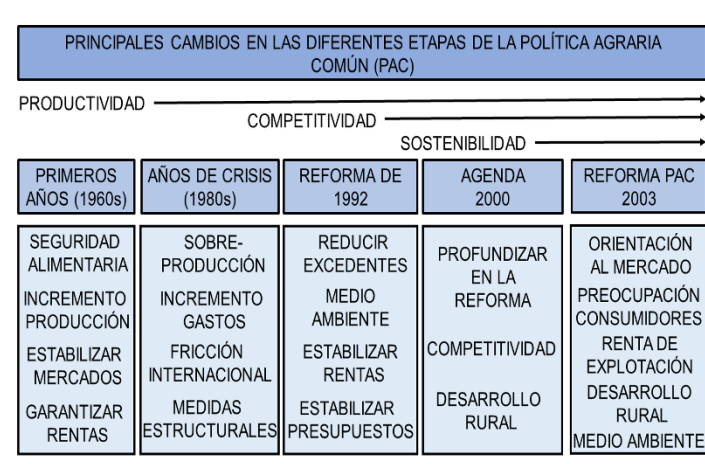


Figura 10 Objetivos de cada reforma de la PAC, reflejando cómo su tendencia productivista ha ido reemplazándose por un modelo de agricultura sostenible. Fuente: Matthews et al. (2017)

Actualmente, en la última reforma de la PAC (i.e. 2014-2020) se prevé que sus costes representen el 37,8% del presupuesto europeo, reforzando al sector agrícola y comprometiéndose con objetivos climáticos, energéticos y de conservación de biodiversidad contemplados en la Agenda Europea 2020 (Bartolini y Viaggi 2013; Erjavec y Erjavec 2015; Piorr et al. 2009). Finalmente, se prevé un desglose del pago único en tres pilares diferenciados (Fig. 11), generando una distribución más equitativa de las ayudas dada la importancia de las pequeñas explotaciones en España, intentando fomentar modelos de gestión agrícolas que protejan el medio ambiente y la implicación de jóvenes agricultores (Nazzaro y Marotta 2016; Vicente et al. 2017).

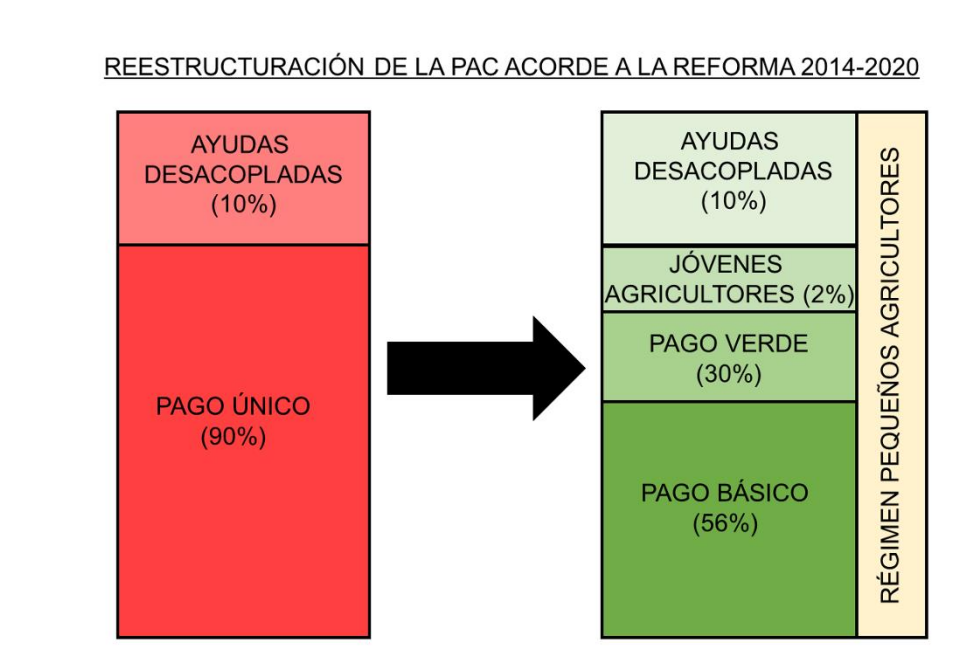


Figura 11 Representación de la nueva estructuración de la PAC junto al peso presupuestario de cada apartado. Fuente: García y Pabsdorf (2015)

1.8 Principales problemáticas y amenazas del olivar

Los sistemas socio-ecológicos de olivar presentan amenazas de origen económico, social o ambiental que cuestionan su viabilidad y su sostenibilidad a largo plazo (Jiménez-Díaz et al. 2012; Testa et al. 2014; Rescia y Ortega 2018).

Económicamente, la escasa renta agraria es la principal amenaza para estos sistemas (de Graaff y Eppink 1999; Gómez-Limón et al. 2012). De hecho, acorde al informe de la Comisión Europea realizado en 2016 (CE 2016), asegurar un nivel de vida justo a los agricultores es la principal demanda de la sociedad española hacia la agricultura, siendo la tercera demanda a nivel europeo (Fig. 12).

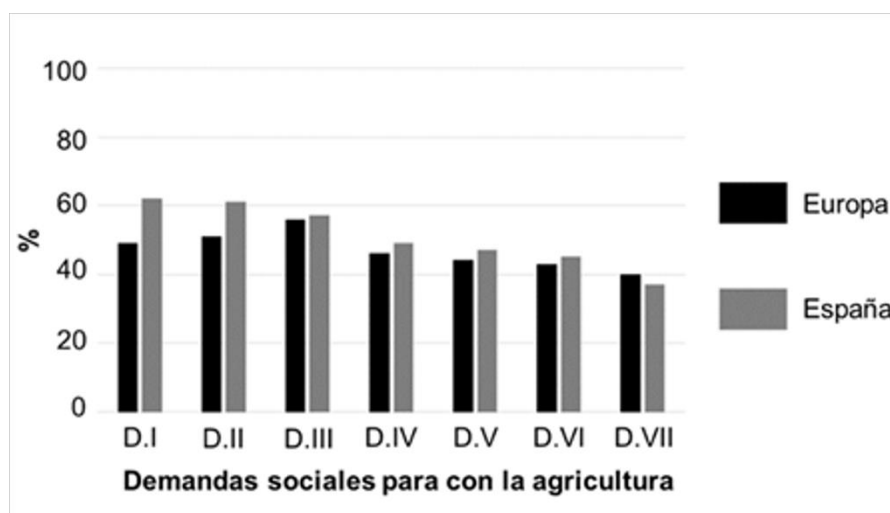


Figura 12 Ponderación, en porcentaje, de las demandas sociales para con los sistemas agrícolas a nivel europeo y español. Las demandas son: D.I) Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores; D.II) Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores; D.III) Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros; D.IV) Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural; D.V) Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático; D.VI) Asegurar una forma sostenible de producir alimentos; y D.VII) Garantizar un suministro estable de alimentos. Fuente: adaptado de CE (2016)

La vulnerabilidad económica del olivar es uno de los principales problemas que condicionan a los agricultores para mantener la actividad agrícola (Ferrara et al. 2012; Taguas y Gómez 2015). Desde el año 2003, los agricultores han visto mermada su renta en un 11,49% hasta la actualidad (INE 2018). Este descenso se hizo particularmente notable en el año 2009, con una pérdida del 49,22%, coincidiendo con la crisis mundial de 2008. A partir de dicho año y hasta el año 2017, ha habido una recuperación de la renta agraria de un 24,28%, sin llegar a igualarse aún el nivel de vida existente antes de la crisis global. Considerando la estrecha relación actual de la existencia de beneficios en los cultivos de olivar a través de los subsidios percibidos por la PAC (de Graaff y Eppink 1999; Gómez-Limón et al. 2012), es preciso fomentar medidas que pongan en valor sus servicios ecosistémicos no productivos fomentando políticas de desarrollo rural (Burkhard et al. 2009; Fleskens et al. 2009).

Desde el punto de vista social, el éxodo rural y abandono de tierras agrícolas quiebran la tradición cultural de las zonas rurales y desestabilizan su régimen económico (Kizos y Koulouri 2006; Duarte et al. 2008). Desde la década de 1950, a causa de la industrialización, la población rural se ha visto mermada por la migración desde las zonas agrarias a los medios urbanos, dando lugar a un descenso de la población rural nacional de un 35,2% en 2010. Por otra parte, estudios a futuro como el de la ONU (2010), indican que esta tendencia migratoria continuará progresivamente (Fig. 13).

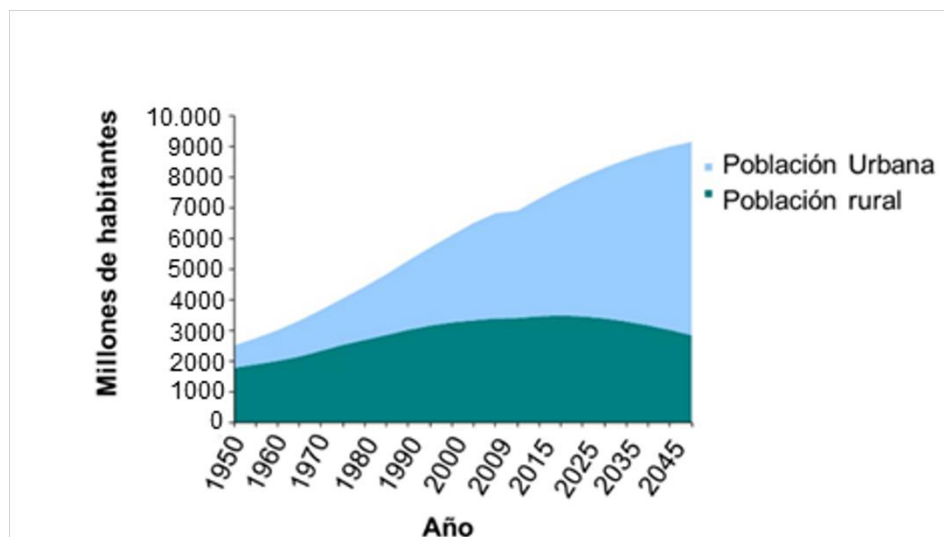


Figura 13 Previsión al año 2045 sobre la evolución de la población y sus flujos migratorios. Fuente: ONU (2010)

Finalmente, desde el punto de vista ambiental se pueden enumerar múltiples amenazas que afectan a la sostenibilidad de estos paisajes agrícolas:

- a) Erosión: probablemente este fenómeno sea la mayor amenaza para la sostenibilidad de los agro-sistemas de olivar debido a su influencia negativa sobre la producción (de Graaff et al. 2010; Gómez et al. 2014a, b). Su relación e impacto sobre la productividad de los sistemas agrarios es controvertida, existiendo estudios que evidencian una relación lineal negativa entre ambas variables (Kairis et al. 2013), mientras que otros manifiestan una relación semejante a una función exponencial negativa en función de las características edafológicas (Lal 2005; Gómez et al. 2014b). Si bien este fenómeno puede ser natural o antropogénico, y de naturaleza eólica o hídrica, en los cultivos es especialmente importante la erosión debida a las precipitaciones, cuyos efectos se ven incrementados debido a la actividad humana y a la tipología de gestión de los sistemas agrícolas afectados (Gómez et al. 2009; Vanwalleghe et al. 2017). La erosión se define como la pérdida de suelo (calculada en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) que conlleva una pérdida de la fertilidad a causa de la desaparición progresiva de los distintos horizontes edáficos (Lal 2005). Los principales factores que hacen especialmente vulnerables a este fenómeno a los olivares es su distribución espacial, que incluye zonas con altas pendientes (Koulouri y Giourga 2007), y el clima mediterráneo, en el que se alternan etapas de sequía con lluvias de gran intensidad en un corto período de tiempo, dando lugar a escorrentía superficial con pérdida de materiales pudiendo originar cárcavas (Kosmas et al. 1997; Gómez et al. 2004; Taguas et al. 2015). El método más expandido

para estimar las pérdidas de suelo es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) (Ec. 1, Wischmeier y Smith 1960):

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

donde A : valor obtenido de pérdida de suelo ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$); R : erosividad de la lluvia (J ha^{-1}); K : erodabilidad del suelo (Mg J^{-1}); LS : longitud y el grado de la pendiente (%); C : cobertura del suelo (adimensional); P : presencia de prácticas de conservación agrícola (adimensional).

No obstante, existen otros modelos más precisos como el modelo revisado USLE-RUSLE (Naipal et al. 2015; Kavian et al. 2017) o la ecuación USLE modificada (i.e. modelo MUSLE) (Gwapedza et al. 2018; Zhang 2018). Aplicando el modelo USLE-RUSLE, el olivar andaluz se caracterizó en cuanto a su riesgo de erosión potencial, apreciándose la preponderancia de zonas con riesgos de erosión medio-altos (Fig. 14). La práctica agrícola más usada para mitigar la erosión es la implantación de cubiertas vegetales, vivas o inertes (Zuazo y Pleguezuelo 2009; Gómez et al. 2009; Gómez et al. 2014b).

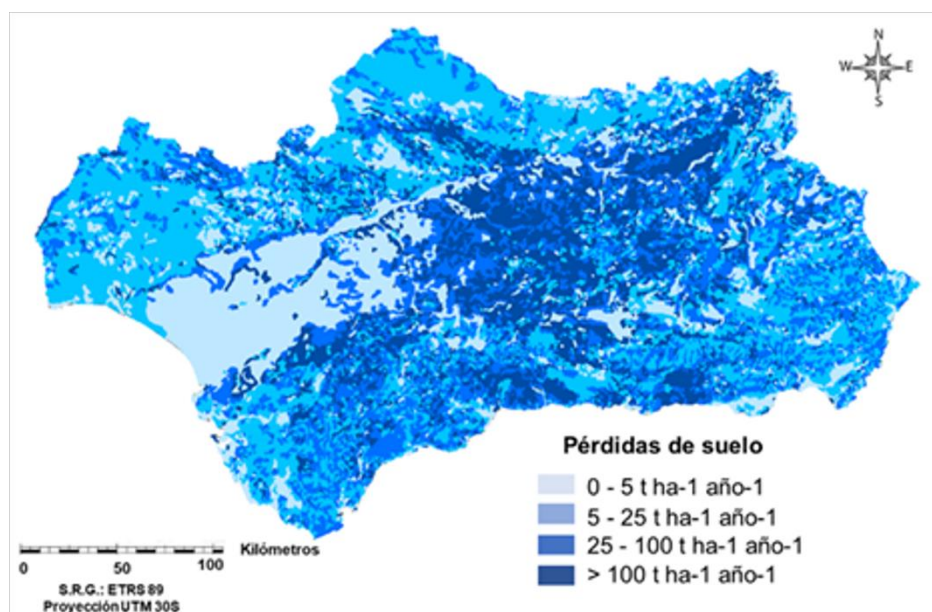


Figura 14 Estimación de las pérdidas de suelo, en $\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, aplicando el modelo USLE-RUSLE sobre el olivar andaluz. Fuente: adaptado de IECA (2009), y Gómez-Calero (2010a)

- b) Contaminación terrestre y atmosférica: esta contaminación difusa se debe en la agricultura al uso de fertilizantes y pesticidas de síntesis química, que conllevan impactos multiescalares afectando no sólo a la calidad y propiedades organolépticas de los productos propios del olivar (i.e. servicios de abastecimiento) (Palese et al. 2009; Simyrdanis et al. 2018), sino también a la biodiversidad, indispensable para mantener el adecuado flujo de otros servicios (e.g. de regulación) (Calabrese et al.

2015; Sánchez-Moreno et al. 2015). Afecta de forma directa a la calidad del aire y del suelo (Rodríguez-Lizana et al. 2007; Montanaro et al. 2017). No obstante, el incremento en los últimos años de la agricultura ecológica, donde se permite exclusivamente el empleo de abonos orgánicos aprobados por la Comisión Europea, ha supuesto un mayor control de la erosión y de la contaminación difusa, hechos que derivan en una mejora de la calidad alimentaria (Hinojosa-Rodríguez et al. 2014; Soriano et al. 2014).

- c) Plagas entomológicas: dentro de las múltiples plagas que pueden afectar a los agrosistemas de olivar, destaca la mosca del olivo, *Bactrocera oleae* (Rossi 1790). Este díptero de la familia *Tephritidae* presenta una distribución geográfica asociada a la de estos cultivos, afectando a su producción y calidad de la aceituna (Ortega et al. 2016). Algunas de las técnicas utilizadas para controlar esta plaga son en el empleo de fauna auxiliar parasitoide de la mosca del olivo (Dinis et al. 2016; Picchi et al. 2017) o el empleo de mecanismos preventivos mediante la aplicación, sobre los árboles, de proteínas hidrolizadas e insecticidas (Varikou et al. 2016).

d) Infecciones microbianas:

- *Verticillium dahliae* (Kleb., 1913) es un hongo edáfico fitopatógeno no exclusivo del olivar que causa decoloración y enrollamiento de las hojas del olivo, derivando progresivamente en el secado de las ramas del árbol hasta su muerte (Keykhasaber et al. 2018). No existe un tratamiento eficaz, y su incidencia en el olivar se ha visto incrementada en los últimos años debido a la intensificación del cultivo y el desarrollo de nuevas plantaciones sobre suelos ya infectados (Pérez-Rodríguez et al. 2015). El principal tratamiento contra esta infección se basa en la solarización de los suelos y desinsectación edáfica (Tjamos et al. 2004).
- *Xylella fastidiosa* (Wells et al. 1987): bacteria fitopatógena generalista con especial afectación sobre los olivares mediterráneos. Sus vectores de transmisión son insectos que se alimentan del xilema de plantas infectadas (Krugner et al. 2014). En España dicha infección se localizó en 2016 en las Islas Baleares, en 2017 en la Comunidad Valenciana y en 2018 en la Comunidad Autónoma de Madrid. Las medidas de erradicación existentes se basan en la eliminación de todas las plantas hospedadoras de la infección y de todas aquéllas existentes en un radio de 100 metros alrededor de los vegetales infectados, aplicando previamente agentes fitosanitarios (BOE 2000; BOJA 2015b).

e) **Cambio climático:** en España, donde se concentran más de 2,5 M ha de olivar (INE 2013), esta amenaza cobra vital importancia debido al incremento de temperatura y a las consecuencias a largo plazo sobre la disponibilidad hídrica (Fig. 15). Estudios predictivos como el de Tanasijevic et al. (2014) prevé un aumento de entre 0.8-2.3 grados centígrados (°C) anuales para la región mediterránea, junto a un descenso de hasta 200 mm anuales de pluviosidad, factores que repercutirán en los agrosistemas de olivar. A causa de esto, se producirá un desplazamiento del área potencial ocupada por el olivo, pudiéndose llegar a incrementar su superficie potencial en España en un 19%, junto a un adelantamiento de hasta dos semanas en el período de floración (Galán et al. 2005; Ropero et al. 2019). Por otra parte, se prevé un incremento de hasta en un 9% de la evapotranspiración del cultivo, siendo necesaria la adición de 380-400 mm de agua estacionales para mantener el rendimiento que los sistemas oleícolas presentan en la actualidad (Moriondo et al. 2015).

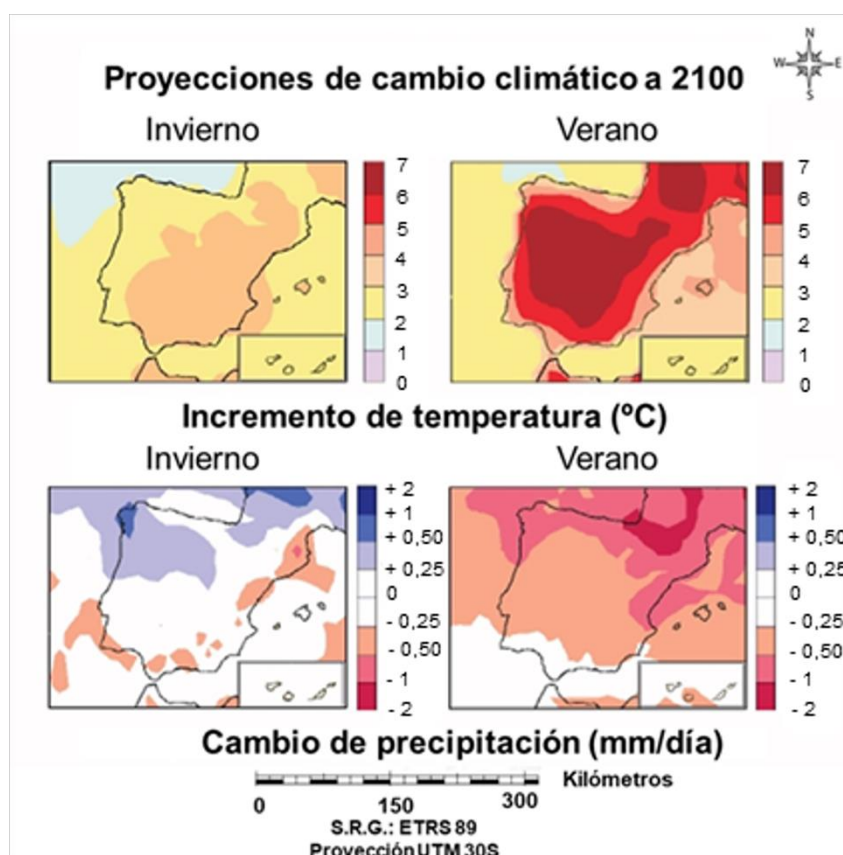


Figura 15 Previsiones al año 2100 sobre el incremento de temperatura y los cambios en las precipitaciones en la Península Ibérica. Fuente: adaptado de MITECO (2005)

Sin duda, la necesidad de riego junto con las previsiones de una menor disponibilidad hídrica, suponen la necesidad de un cambio de gestión del olivar donde predomine el riego deficitario o los cultivos de secano (Tognetti et al. 2004; Valverde et al. 2015).

2. DESCRIPCIÓN DE LA COMARCA DE *ESTEPA* EN SEVILLA (ANDALUCÍA, ESPAÑA) COMO ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Historia de *Estepa* y constitución como Denominación de Origen Protegida

Aunque originalmente en la Comarca de *Estepa* (Sevilla, Andalucía) predominaba la presencia de monte y matorral, gradualmente a lo largo de la historia se produjo una transformación del paisaje dando lugar a la aparición de usos agrícolas. De este modo, con la finalidad de satisfacer la demanda social de alimentos, comenzó el desarrollo del cultivo olivarero como variedad característica de ambientes mediterráneos, maximizando su producción y contribuyendo al incremento de la calidad de vida (i.e. renta agraria) y la generación de empleo en zonas rurales (Gómez et al. 2011). Debido a la consideración del aceite como producto comercial, se mantuvo la tendencia creciente de la superficie agrícola destinada al olivar, generando latifundios y monocultivos homogéneos genéticamente, predominando las plantaciones de la variedad *hojiblanca*, que modificaron el paisaje agrícola andaluz en general (JA 2018a, b).

Junto a la primera revolución industrial del siglo XIX, tuvo lugar la renovación de la maquinaria agrícola, derivando en un aumento de la extensión del olivar en España y en *Estepa*, incrementándose la producción olivarera (Infante-Amate 2012a). Esta sobreproducción dio lugar a un descenso de los precios de venta del aceite, generando una crisis en el sector oleícola ante la cual los agricultores comenzaron a otorgar una mayor importancia a la calidad del producto obtenido, en detrimento de la cantidad, con la finalidad de ser más competitivos (Kirby et al. 2003; Pena 2007).

Durante el siglo XX, con la segunda revolución industrial y la entrada en vigor de la PAC, los agrosistemas de olivar tendieron hacia una situación de vulnerabilidad económica, debido principalmente al éxodo rural y la migración poblacional hacia el medio urbano (Weissteiner et al. 2011). Ante esta situación surgieron movimientos sociales relacionados con el cooperativismo con la intención de impulsar al sector oleícola, fundándose en 1980 la Cooperativa Oleoestepa en la región de estudio, incrementándose nuevamente la extensión del olivar para garantizar un suministro estable de alimentos a la sociedad. Si bien se instauró la variedad *hojiblanca* como la estirpe olivarera dominante en *Estepa* debido al doble uso de sus aceitunas (i.e. aceite de oliva y aceituna de mesa), comenzaron a plantarse, minoritariamente, nuevas variedades que incrementaron la

diversidad genética de los cultivos, produciéndose aceites monovarietales y aceites procedentes de dos o más variedades autorizadas en la Comarca (Oleoestepa 2018).

Finalmente, la Comarca olivarera de *Estepa* fue constituida como Denominación de Origen (DO) en el año 2004 por la Junta de Andalucía y el Ministerio de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de España, pasando a ser reconocida a nivel europeo como Denominación de Origen Protegida (DOP) en el año 2010, dando lugar a una mayor puesta en valor de sus productos (Cañada y Vázquez 2005). Mediante este reconocimiento, las aceitunas y el aceite de oliva producido debe ser obtenido en almazaras de la zona productiva, y contar con un etiquetado expedido por el Consejo Regulador de la Comarca (BOE 2004; BOJA 2016; MAPAMA 2019).

2.2 Caracterización de la Denominación de Origen Protegida *Estepa*

La DOP Estepa, constituida por 13 municipios (Fig. 16), se caracteriza por presentar un relieve alomado suave junto a una gran variedad espacial del medio edáfico y su litología, donde convergen principalmente arcillas, calizas y margas generando cambisoles desarrollados, regosoles calcáreos y albarizas de gran profundidad (Guzmán Álvarez 2004; BOJA 2015b).



Figura 16 Composición por municipios de la Comarca y Denominación de Origen Protegida (DOP) *Estepa*, en Sevilla, Andalucía. Fuente: adaptado de DO Estepa (2018)

El olivar en esta Comarca se extiende a modo de monocultivo a lo largo de las 41.463 ha de la región excepto en las sierras centrales de la zona, donde la dureza de las calizas actúa como factor limitante para el cultivo olivarero, predominando vegetación esclerófila relictas (Rescia et al. 2017). Los olivares se encuentran comprendidos entre los

200 y 800 metros sobre el nivel del mar (msnm), bajo una temperatura anual media de 17.5 °C y 400 milímetros (mm) de pluviosidad, sobre suelos francos de composición calcárea altamente susceptibles a los procesos erosivos (Guzmán Álvarez 2004; BOJA 2015b). Biogeográficamente, la región occidental de *Estepa* se sitúa en el piso termomediterráneo, con un clima basal de escasas heladas en invierno y temperaturas elevadas en verano. Por otro lado, la región oriental se sitúa sobre el piso meso-mediterráneo, con heladas en invierno presentes y, al igual que en la región occidental, elevadas temperaturas en verano (Di Castri y Mooney 2012). Así, acorde a Gasith y Resh (1999); Benítez et al. (2002) y Zuazo y Pleguezuelo (2009), los principales factores limitantes para el cultivo del olivar en esta zona son:

- a) la sequía estival y estrés hídrico durante la estación seca, dinámica característica de los ambientes mediterráneos;
- b) el elevado contenido en caliza de los suelos, al limitar la capacidad de absorción de nutrientes por parte del olivo; y
- c) el riesgo de erosión en las laderas de mayor pendiente junto a la pérdida de horizontes edáficos y disminución de la fertilidad del territorio.

Desde una perspectiva socio-económica, el olivar de *Estepa* conforma el 70% de la superficie agrícola utilizable (SAU) de la provincia de Sevilla, llegando a generar sus ingresos unos beneficios de 225 millones de euros (M €) a partir de una producción media anual de 30 M kg de aceituna, representando la mitad de la producción aceitera en Sevilla y destinándose el 30% a aceituna de mesa (BOJA 2015c; 2016). Dicha Comarca, presenta una densidad media de plantación entre 75-100 árboles ha⁻¹ para plantaciones antiguas y 100-200 árboles ha⁻¹ en plantaciones modernas. Si bien un 12% de los olivares presentan un solo pie fruto de los cultivos intensificados más recientes, más del 77% presentan una distribución en tres pies para incrementar la producción (BOE 2004; BOJA 2016). Mientras que la mayoría del olivar se gestiona de forma integrada, predominando el régimen de secano, de forma minoritaria se aplica riego deficitario, aportando volúmenes de agua en función de las disponibilidades (Gómez-Rico et al. 2007; Navajas et al. 2012). Adicionalmente, para la aplicación de abonos y fitosanitarios la DOP *Estepa* se rige por las recomendaciones de las Asociaciones para el Tratamiento Integrado en la Agricultura (ATRIAs) y de las Agrupaciones de Producción Integrada (APIs), cuyo objetivo es garantizar una correcta seguridad alimentaria (Siskos et al. 2001).

2.3 Tipologías de gestión del olivar de la Comarca de *Estepa*

La organización productiva y comercial existente a escala local en la DOP *Estepa* junto a su articulación interprofesional contribuye positivamente hacia la sostenibilidad económica de la región. La existencia de la Cooperativa Oleoestepa como empresa comercializadora facilita el agrupamiento de la mayoría de los aceites producidos en la región bajo una marca común (Torreblanca-Zanca et al. 2019). Adicionalmente, desde la campaña 2009/2010, se comenzó a retribuir de forma diferencial el aceite de recolección temprana (i.e. noviembre) y monovarietal, percibiendo una mayor remuneración que los provenientes de diferentes variedades de aceituna. Así se responde a las exigencias del mercado además de incentivar la obtención de aceites de gran calidad y desarrollar una estrategia oleícola basada en la venta de un producto seguro, agregando un mayor valor añadido a su comercialización (Bernabéu y Díaz 2017)

Aunque en esta región predomina el olivar de campiña sobre pendientes medias, existen diferentes gestiones agrícolas llevadas a cabo, presentando diversos rendimientos productivos (García-Brenes y Sanz-Cañada 2012; M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018):

- a) Olivar integrado no mecanizable: conformado por olivos de avanzada edad y múltiples pies en régimen de secano. Este tipo de olivar se sitúa sobre suelos con elevado riesgo de erosión. Su densidad media es de 100 árboles ha^{-1} , presentando una producción de 1750-2500 kg de aceituna ha^{-1} .
- b) Olivar integrado mecanizable de secano o con riego deficitario: sistemas formados por olivares sobre suelos de pendiente leve-moderada. Su densidad media es de 100-200 árboles ha^{-1} en secano y de 200-500 árboles ha^{-1} bajo riego, estimándose su nivel productivo entre 2000-3500 y 4000-4500 kg de aceituna ha^{-1} respectivamente.
- c) Olivar ecológico mecanizable: sistemas formados por olivares en régimen de secano, sobre suelos de pendiente leve-moderada. Destaca la presencia de cubiertas vegetales vivas o inertes. Su densidad media es de 200 árboles ha^{-1} , presentando una producción de 3500 kg de aceituna ha^{-1} .

Específicamente, el 77,53% de la superficie olivarera de *Estepa* se gestiona de forma integrada mecanizable, incorporándose riego deficitario solamente al 10,11% del olivar (Fig. 17a, b) (García-Brenes y Sanz-Cañada 2012). Adicionalmente, el 18,60% del

territorio se gestiona de forma integrada no mecanizable (Fig. 17c). Finalmente, la gestión ecológica, si bien está presente en la Comarca, se encuentra restringida a parcelas no asociadas, suponiendo una superficie total de, aproximadamente, 500 hectáreas en régimen de secano (Fig. 17d y e) (BOJA 2015b).

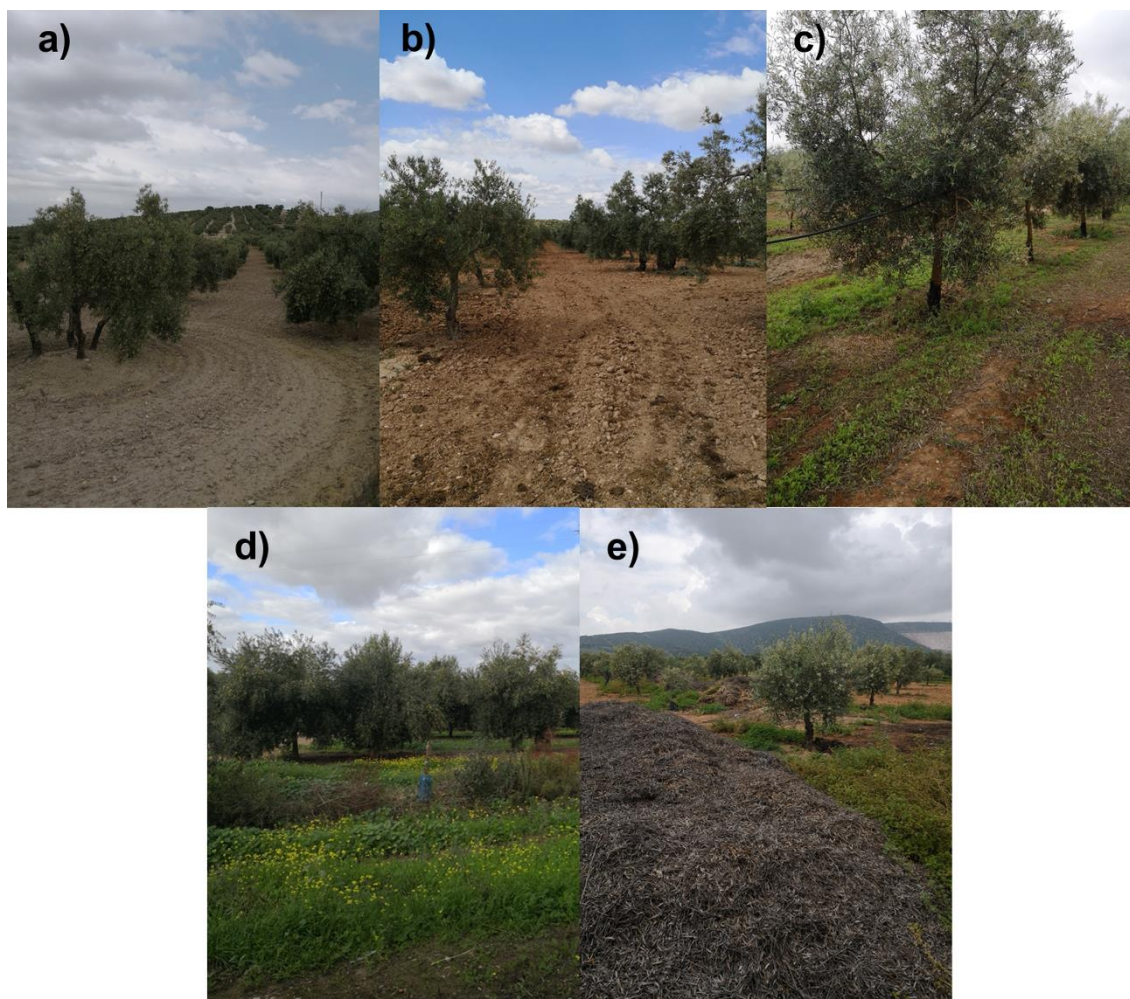


Figura 17 Parcelas de olivar en la DOP *Estepa* bajo distintas gestiones agrarias: gestión integrada no mecanizable (a); gestión integrada mecanizable de secano (b); gestión integrada mecanizable bajo riego deficitario (c); gestión ecológica de secano con coberturas vegetales vivas (d); y gestión ecológica de secano con cobertura vegetal inerte (e). Fuente: elaboración propia

3. JUSTIFICACIÓN CIENTÍFICO-TÉCNICA Y OBJETIVOS DE LA TESIS DOCTORAL

3.1 Justificación científico-técnica de la investigación

Aunque tradicionalmente la gestión de los sistemas agrícolas de olivar en la región mediterránea ha sido de tipo extensivo, a lo largo de las últimas décadas factores como el desplazamiento rural hacia el medio urbano y la entrada en vigor de la Política Agrícola Común (PAC) han provocado una disminución de la rentabilidad económica de estos sistemas (Duarte et al. 2008). Ante esta vulnerabilidad económica, los agricultores se han visto obligados a intensificar sus cultivos o abandonarlos, conllevando ambas decisiones indeseables consecuencias multidimensionales que afectan a la estabilidad de los cultivos olivareros como sistemas socio-ecológicos (Sánchez Martínez et al. 2011a). Por un lado, el abandono de las explotaciones agrícolas presenta como principales impactos la pérdida de cultura rural basada en el sentido de pertenencia y los saberes ecológicos ligados al olivar, un aumento de biomasa del medio (i.e. matorralización) asociada a corto plazo a una pérdida de biodiversidad e incremento de incendios, y a una merma de la renta agraria a escala regional (Rodríguez-Lizana et al. 2007). Por el otro, la intensificación agraria incrementa la erosión edáfica, pudiendo llegar a alcanzarse valores de pérdida de suelo superiores a $100 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, además de producirse un aumento de la contaminación difusa, terrestre y atmosférica, derivada del empleo indiscriminado de herbicidas, fertilizantes y pesticidas de síntesis química como *inputs* energéticos añadidos a los cultivos para incrementar sus rendimientos (Matson et al. 1997; Martínez et al. 2006; Gómez et al. 2014b). Además, ambas tendencias agrícolas afectan a la provisión de servicios ecosistémicos aportados por la agricultura hacia la sociedad, tales como aprovisionamiento (e.g. alimento), regulación (e.g. inundaciones, procesos erosivos, capacidad de secuestro de carbono y regulación del cambio climático), culturales (e.g. ocio), y de soporte (e.g. biodiversidad, fotosíntesis) (MA 2005; Barbier 2007; Blanco-Canqui y Lal 2008; Asah et al. 2014).

Ante esta situación del olivar andaluz se manifiesta la necesidad de realizar un análisis exhaustivo de su actual modelo de explotación con la intención de plantear modelos alternativos que permitan minimizar las consecuencias negativas socio-económicas y ambientales de estos procesos que puedan afectar directa o indirectamente a la sostenibilidad de estos agrosistemas. Dicho análisis debe ser abordado desde una

perspectiva a escala de paisaje, debido a que los olivares, junto con otros ecosistemas, conforman paisajes agrícolas socio-ecológicos cuya conservación y gestión implica un manejo sostenible de los cultivos de olivar junto a una planificación territorial que considere el patrón de usos y coberturas del territorio más adecuado para garantizar su persistencia a largo plazo (Palese et al. 2013; López-Pintor et al. 2018).

El estudio de los paisajes agrícolas de olivar se ha centrado generalmente en características concretas, como sus propiedades ecológicas, productivas o en su valor cultural (ver, entre otros, Loumou y Giourga 2003; Ponti et al. 2014; Sánchez Martínez et al. 2011b; Gómez et al. 2014a; y Rescia y Ortega 2018). Sin embargo, para realizar una evaluación orientada a garantizar la sostenibilidad del olivar, deben plantearse estudios basados en el enfoque multifuncional de la agricultura, integrando los aspectos socio-económicos, productivos y ambientales de estos sistemas, además de incluir una dimensión temporal (i.e. proyecciones a corto, medio y largo plazo) dentro del marco metodológico de estudio (Schoorl y Veldkamp 2001; Fleskens et al. 2009; Gómez et al. 2014a, b). En este sentido, la presente investigación pretende sentar las bases de un análisis inicial sobre la sostenibilidad ecológica y económica de los olivares, tomando como caso concreto de estudio a la Denominación de Origen Protegida *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España), y teniendo en cuenta a la erosión como principal amenaza contra la perdurabilidad, en el tiempo, de estos sistemas.


3.2 Objetivos generales y específicos de la investigación

Los múltiples estudios de la presente tesis doctoral han sido realizados con el objetivo de evaluar, desde un punto de vista multifuncional y mediante el diseño y ejecución de un modelo dinámico, la sostenibilidad ecológica y económica del cultivo de olivar de la DOP *Estepa*, diseñando escenarios alternativos de gestión y aportando herramientas e índices cuantitativos que orienten a los agricultores, responsables técnicos y profesionales del sector sobre las prácticas agronómicas a adoptar con la finalidad de aumentar el rendimiento productivo olivarero sin incrementar sus impactos ecológicos. Para alcanzar este objetivo general, los objetivos específicos definidos fueron:

- a) Recopilar datos productivos, económicos y ambientales de los modelos de gestión olivarera integrado, ecológico, intensivo y altamente intensivo desde fuentes bibliográficas técnicas, científicas y consultas directas a expertos. Obtener, dentro de

los parámetros económicos, una estimación de las subvenciones de la PAC por litro de aceite producido. Compilar datos referentes a tasas de producción agrícola y tasas de pérdida de suelo (i.e. erosión). Calibrar la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (modelo USLE-RUSLE) de forma específica para el área de estudio.

- b) Implementar un modelo dinámico que incorpore, a partir de los datos obtenidos, los principales aspectos relativos a la puesta en valor y sostenibilidad del agrosistema de olivar de la DOP Estepa teniendo en cuenta sus dimensiones económica, productiva y ambiental. Analizar la situación del olivar integrado característico del área de estudio y ofrecer alternativas de gestión (i.e. escenarios) que maximicen la rentabilidad y viabilidad del olivar analizado en el tiempo.
- c) Realizar simulaciones generando múltiples escenarios de futuro considerando: a) una continuidad en los factores socio-económicos y de conservación (ambientales) determinantes; b) una prevalencia de factores socio-económicos sobre aspectos de conservación; c) una prevalencia de factores de conservación sobre aspectos económicos.
- d) Realizar muestreos experimentales en el área de estudio mediante la implementación de mapas de Sistemas de Información Geográfica y encuestas a expertos y actores sociales, verificando los datos económicos, sociales y ambientales recopilados mediante fuentes bibliográficas.
- e) Analizar la influencia de la incorporación de riego al cultivo integrado de olivar desde una perspectiva socio-económica y ecológica, valorando sus impactos sobre la producción de los cultivos y la degradación edáfica del medio.
- f) Estimar la rentabilidad económica del olivar mediante el análisis de la cadena de valor agroalimentaria. Determinar la adecuación de la oferta de servicios por parte del olivar integrado y ecológico de la DOP Estepa acorde a las principales demandas sociales hacia la agricultura mediante el diseño de un modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos.
- g) Implementar, cuantitativamente, el índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS) de forma teórica sobre todas las DOPs presentes en Andalucía. Ejecutar dicho índice de forma experimental sobre la DOP Estepa, desarrollar una ecuación ad hoc para el área de estudio y estimar su índice de productividad agrícola.



CAPÍTULO 1*

APLICACIÓN DE UN MODELO DINÁMICO PARA EVALUAR LA SOSTENIBILIDAD DEL OLIVAR DE LA REGIÓN DE *ESTEPA* (ANDALUCÍA, ESPAÑA) A ESCALA DE PAISAJE MEDIANTE DATOS AGRONÓMICOS Y ECONÓMICOS

* Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Sanz-Cañada J, Rescia AJ (2019) Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). *Landsc Ecol* 34(7):1547-1563. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3>. Disponible en Anexo 1

1.1 Introducción

Los agrosistemas presentes en la actualidad a escala global se originaron tradicionalmente a partir de la modificación de ecosistemas naturales a causa de la actividad humana, dando lugar a la generación de sus propias características biofísicas. En este sentido, las interconexiones entre los agro-sistemas y los ecosistemas naturales dieron como resultado la configuración de diversos paisajes agrícolas. Históricamente, en Europa, los paisajes agrícolas tradicionales pasaron de ser sistemas mono-agrícolas a sistemas de actividad plurirurales adaptados a la estructura y función del paisaje (Fleskens et al. 2009), estableciéndose, durante este proceso, una relación coevolutiva entre los sistemas sociales y ecológicos, dando lugar a paisajes de trabajo productivos, es decir, paisajes culturales rurales con usos del suelo adaptados a las condiciones ambientales locales (Farina 2000). Esta lenta coevolución condujo a una adaptación mutua entre factores abióticos, bióticos y culturales, formando complejos sistemas socio-ecológicos adaptativos (Rescia et al. 2010), los cuales se caracterizan por presentar interacciones no lineales multi-escalares con bucles de retroalimentación entre los componentes ecológicos y socio-económicos, además de por su capacidad de transformación y adaptación para con las actividades humanas y el medio ambiente en función de su resiliencia (Termorshuizen y Opdam 2009; Rescia et al. 2012).

La creciente demanda social en cuanto a la vinculación de la agricultura con otros usos de la tierra, y en particular con la conservación de la biodiversidad, ha dado lugar al concepto de multifuncionalidad como soporte de la agricultura sostenible, especialmente en Europa (Zasada 2011; Huang et al. 2015). Esta conceptualización se introdujo con la finalidad de superar el concepto meramente productivo de la agricultura (i.e. aporte de alimentos y materias primas), apelando a dos dimensiones adicionales de esta actividad: su función ambiental, relacionada con la protección del medio ambiente, los recursos naturales, los ecosistemas y los paisajes agrícolas; y su función social, relacionada con su valor en la generación de cohesión territorial y la preservación del tejido socio-económico de las zonas rurales. Las conclusiones derivadas de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio sobre los impactos generalizados de la agricultura en todos los ecosistemas de la Tierra (MA 2005), llevaron a un cambio en la idea de la multifuncionalidad de la agricultura hacia un enfoque integrado que se centra en el concepto de paisajes multifuncionales como sistemas socio-ecológicos proveedores de funciones ambientales, sociales y económicas (Matthews y Selman 2006; Petrosillo et al. 2010; Reyers et al. 2012;

Rescia y Ortega 2018). Estos paisajes desempeñarían un papel fundamental en el suministro de productos para el bienestar humano, el apoyo al incremento de la biodiversidad de las especies silvestres, y el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas (i.e. SE) (Scherr y McNeely 2007; O'Farrell y Anderson 2010). Concretamente, el concepto de sistemas socio-ecológicos se refiere a un paisaje productivo en el que su dinámica puede entenderse mejor en el contexto de un complejo sistema socio-económico y ecológico adaptativo, asumiendo la escala y el patrón espacial de los usos humanos de la tierra (Zaccarelli et al. 2008). Por tanto, su manejo sostenible debe tener lugar a una escala socio-ecológica concreta donde se ajuste la escala de la demanda de SE (i.e. socio-económica) y la escala a la cual la provisión de dichos servicios puede ser ecológicamente sostenible (Cumming et al. 2013). En este contexto, mientras que la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos consiste en asegurar el flujo de los SE (Oteros-Rozas et al. 2012; Huang et al. 2015), su función económica viene determinada por los servicios de aprovisionamiento, la función social por los servicios culturales, y la función medioambiental por los servicios de regulación.

Un ejemplo paradigmático de los sistemas socio-ecológicos son los sistemas de olivar, que actúan como proveedores de múltiples SE (Rodríguez-Entrena et al. 2014). Estos servicios incluyen, entre otros muchos, la producción de aceite de oliva y aceitunas (i.e. aprovisionamiento), la mejora de la calidad del aire y la capacidad de retención de carbono (i.e. regulación), y un sentido de pertenencia y conocimiento ecológico tradicional (i.e. cultural). La relevancia de los cultivos de olivar en la región mediterránea es ampliamente reconocida (Torres-Miralles et al. 2017). En España, esto se evidencia por su condición de primer productor mundial de aceite de oliva, con más de 1,2 M t¹ año⁻¹; su amplia cobertura territorial, representando más de 2,5 M ha (1,5 M en la región de Andalucía, sur de España); y el número de personas empleadas en esta industria, con más del 10% del sector agrícola empleado en estos cultivos o actividades relacionadas, que suponen más del 6% de la renta agraria nacional (20% en Andalucía) (INE 2014). Sin embargo, en los últimos años, los cambios socio-económicos globales y regionales han dado lugar a una situación vulnerable para estos sistemas debido a la pérdida de viabilidad de las explotaciones, siendo causada por la incertidumbre de la producción y la volatilidad de los precios, muy dependientes de la cosecha anual, además de la baja competitividad de precios de sus productos, que se refleja en una baja rentabilidad.

La vulnerabilidad de los olivares andaluces ha derivado principalmente en el abandono de muchas de sus explotaciones, o bien en su intensificación (Duarte et al. 2008), conllevando ambas tendencias indeseables consecuencias socio-económicas y medioambientales. De este modo, el abandono agrario conlleva una pérdida de SE culturales y la degradación de la estabilidad social (Mann y Wüstemann 2008), junto con la pérdida total de rentabilidad, además de causar una interrupción en los servicios de regulación al aumentar la biomasa del medio (i.e. matorralización), lo que incrementa el riesgo de incendios. A su vez, el proceso de intensificación (mediante la mecanización, riego, aumento de la densidad de plantación, monocultivos o el uso de agroquímicos en las parcelas) permite aumentar la producción agrícola mejorando la rentabilidad de los olivares. Sin embargo, al mismo tiempo, causa problemas ambientales (Parrott y Meyer 2012), afectando especialmente a los servicios de regulación, como la aceleración de los procesos erosivos y el incremento de los niveles de contaminación difusa terrestre y atmosférica (Matson et al. 1997; Martínez et al. 2006; López-Pintor et al. 2018). Por otra parte, el efecto sobre la biodiversidad después del abandono es incierto, mientras que la intensificación tiene un impacto negativo sobre este parámetro, siendo un potencial generador de SE (Flohre et al. 2011).

Dentro de las múltiples consecuencias expuestas debido a las tendencias observadas sobre los cultivos de olivar debido a su vulnerabilidad, se destaca la importancia y gravedad de la erosión (Pimentel et al. 1995). De este modo, en Europa, más de 115 M ha están afectadas por la erosión edáfica. Esto es particularmente notable en la región mediterránea, donde más de un tercio de las tierras agrícolas presentan una erosión superior a $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ debido a las frágiles condiciones ambientales (i.e. estrés hídrico y lluvias torrenciales). En España, el 35% del territorio presenta problemas de erosión, y en Andalucía el 70% del suelo agrícola está clasificado con un riesgo de erosión medio-alto (González 2003). Adicionalmente, el informe técnico publicado por el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) en 1991 estimó que los costes directos de la erosión en España se situaban en torno a los 280 M €, y que los costes para implantar medidas de mitigación de sus efectos alcanzaban los 3000 M € durante un periodo de 20 años. La erosión del suelo es un factor clave en la producción del olivar, que afecta directamente a su rentabilidad (Gómez et al. 2014a). Sin embargo, la información sobre los procesos erosivos y su relación con la producción y la rentabilidad de los cultivos

sigue siendo limitada y se requieren más esfuerzos para identificar estrategias de prevención de este agente perturbador de los sistemas agrarios.

Teniendo en cuenta la situación de los olivares en Andalucía y su importancia regional y global (Vossen 2007), es necesaria la realización de un análisis cuantitativo de su gestión actual y la recomendación de un posible modelo de gestión alternativo a escala paisajística con la finalidad de garantizar la sostenibilidad del olivar y su resiliencia socio-ecológica (i.e. mantenimiento del flujo de SE), basándose en la rentabilidad económica, la estabilidad social y la conservación del medio ambiente (Fleskens et al. 2009; Lampridi et al. 2019).

En otras palabras, se requiere un enfoque multidimensional de gestión del paisaje centrado en la provisión de servicios y funciones a largo plazo (Termorshuizen y Opdam 2009). En este sentido, la mayoría de los estudios llevados a cabo en cultivos olivareros del Mediterráneo analizan sus características ecológicas (D'Imperio et al. 2007), o sus particularidades económicas y culturales desde una perspectiva estática (Ferguson 2006), careciendo de un enfoque integrado y dinámico.

Se analizó un área de olivar en Andalucía como un sistema socio-ecológico desde una perspectiva espacial (i.e. el agrosistema de olivar y sus usos del suelo circundantes) y con múltiples aportes, en cuanto a servicios ecosistémicos, hacia la sociedad, aplicando un modelo dinámico para evaluar su sostenibilidad y resiliencia. Los objetivos específicos del estudio fueron:

- a) desarrollar un modelo de simulación y gestión conceptual del sistema de olivar evaluado considerando, esencialmente, los diferentes estados erosivos del suelo;
- b) cuantificar los componentes del modelo realizando una correcta calibración del mismo; y
- c) analizar diferentes escenarios de planificación y gestión del territorio para el olivar caso de estudio evaluando la tasa de abandono del cultivo como medida de impacto ambiental en función de las distintas gestiones olivareras analizadas. Cuantificar la producción de cada escenario como medida de impacto productivo, y estimar los beneficios económicos de cada manejo agrario, valorando la influencia de los subsidios de la Política Agrícola Común (PAC) y su relevancia en la rentabilidad del olivar.

1.2 Materiales y métodos

1.2.1 *Caracterización del área de estudio*

El área de estudio se corresponde con un sistema socio-ecológico de olivar perteneciente a la región de Andalucía, España (Fig. 18). Esta zona corresponde a la Comarca y Denominación de Origen Protegida (DOP) de aceite de oliva virgen extra de *Estepa*, que produce unos 30 M kg de aceite de oliva anuales, correspondiendo a la mitad de la producción total de la provincia de Sevilla. Dicha DOP cuenta con 5500 agricultores y 19 almazaras asociadas en una Cooperativa de segundo grado como es Oleoestepa (BOJA 2015b; Oleoestepa 2018).

Los olivares de la zona cubren casi el 70% de la superficie agrícola total de la región y sus productos generan unos ingresos de, aproximadamente, 225 M €, suponiendo unos 224.000 jornales si consideramos únicamente la actividad agraria (cerca del 10% de los jornales de Sevilla) (INE 2018). En todos los municipios pertenecientes a la DOP *Estepa*, la producción de aceitunas y los salarios diarios dedicados al olivar superan el 50% en comparación con otras actividades productivas pertenecientes al sector primario (BOJA 2011; BOJA 2015b).

En concreto, esta DOP cuenta con, aproximadamente, 40.000 ha de olivar gestionados predominantemente de forma integrada, junto a 20.000 ha correspondientes a otros usos del suelo con menos del 10% de vegetación natural o seminatural relictas (Rescia et al. 2017). En dicho modelo de gestión, el uso de agroquímicos y maquinaria está limitado y regulado por Agencias Técnicas de Control (ATC). Cabe destacar que la mayoría de los olivares se encuentran gestionados en régimen de secano pero, en casos concretos, están sujetos a riego deficitario (práctica llevada a cabo sólo en épocas de estrés hídrico y sequía estival).

Los olivos se sitúan en una altitud media de 200-800 metros. El clima predominante en la región es mediterráneo con una temperatura media anual de 17,5 °C y una precipitación media de 477 mm. El suelo es principalmente de tipo franco, aunque en ocasiones puede oscilar hacia una textura franco-arenosa o franco-arcillosa, predominando las tierras blancas *Albarizas*, donde predominan los materiales calcáreos y los pH básicos (Guzmán Álvarez 2004).

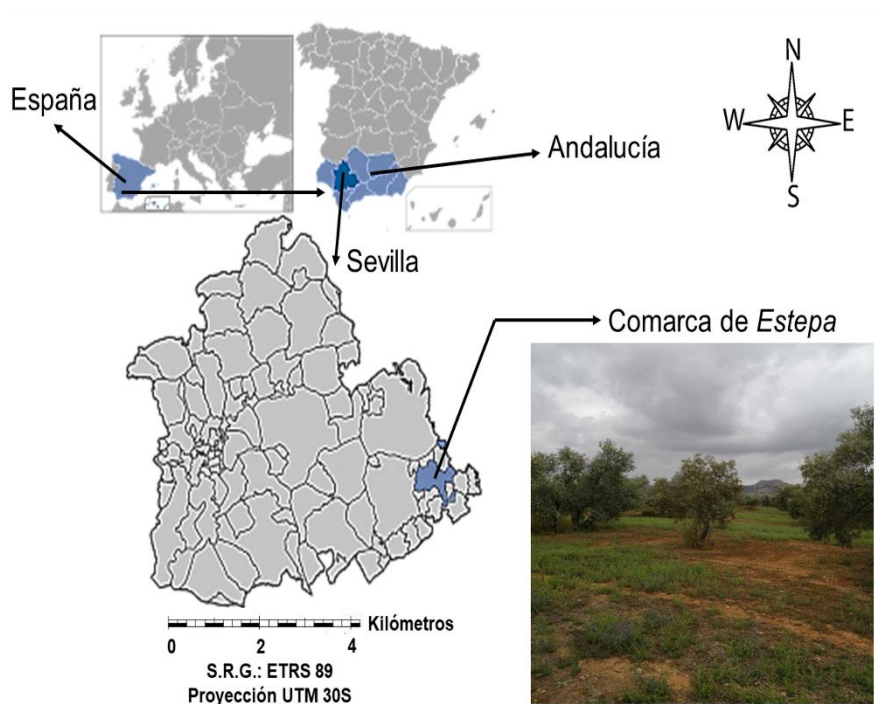


Figura 18 Localización geográfica de la Comarca y Denominación de Origen Protegida (DOP) *Estepa*, en Sevilla, Andalucía, España

1.2.2 Asunciones y modelo conceptual de la gestión integrada del olivar de Estepa

El modelo conceptual y biomatemático desarrollado para el área de estudio está basado en datos relacionados con las características y la gestión de los cultivos olivareros procedentes de diferentes investigaciones, consultas directas y entrevistas con expertos, profesionales del sector oleícola, y usuarios potenciales (i.e. agricultores y propietarios de explotaciones agrarias, técnicos procedentes de Asociaciones de Producción Integradas (APIs) o de Agrupaciones para Tratamientos Integrados en la Agricultura (ATRIAs), científicos edafológicos y economistas). Se utilizaron además datos experimentales procedentes de la propia Comarca de *Estepa*, y datos estadísticos oficiales publicados a nivel local y regional (AEMO 2012; García-Brenes y Sanz-Cañada 2012; BOJA 2015b; EUROSTAT 2017; MAPAMA 2016, 2017; POOLred 2017). Adicionalmente, el modelo diseñado en el presente estudio ha sido examinado y validado por expertos y los usuarios potenciales anteriormente citados.

De este modo, los principales supuestos y asunciones del modelo fueron:

- a) acorde a la legislación en vigor, cualquier gestión o manejo de los olivares está actualmente sujeta a la percepción de subvenciones procedentes de la Política Agrícola Común (PAC), siendo considerado el olivo como cultivo ancestral leñoso de carácter permanente en España (BOJA 2015b);

- b) como generalización para el modelo elaborado se consideró a la gestión integrada como el principal manejo agrario del cultivo presente en el área de estudio conformando el escenario base o inicial (i.e. actual), debido a su amplia extensión en la Comarca de Estepa, en la que el 90% del olivar se cultiva bajo esta tipología de manejo (Oleoestepa 2018); y
- c) se implementaron diferentes grados de intensificación agrícola en el modelo, diferenciando el manejo intensivo del altamente-intensivo, con diferentes densidades de plantación (i.e. 200-600 y 1000-2000 árboles ha^{-1} , respectivamente) y, debido a los impactos ambientales derivados de estas gestiones, una vida útil (i.e. término temporal en el que el agrosistema deja de ser rentable y debe ser abandonado debido a una infertilidad del territorio) de 40 y 15 años (AEMO 2012; Connor et al. 2014).

Cabe destacar que la caracterización realizada de la gestión intensiva o altamente-intensiva (con olivares dispuestos en setos fundamentalmente), basada exclusivamente en la densidad de árboles, es una hiper-simplificación del concepto de intensificación. Este criterio de factor único se basa en el aplicado por los técnicos, gestores y agricultores de la comarca de *Estepa* para sus olivares (M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018), ya que la intensificación debida a los insumos energéticos aplicados al olivar (i.e. fertilizantes, plaguicidas o herbicidas) se controla de tal forma a través de las APIs y ATRIAS que queda dentro de los requisitos y márgenes considerados dentro de la gestión integrada (Díaz et al. 2003; Hinojosa-Rodríguez et al. 2014). En otras palabras, desde el punto de vista de los insumos energéticos, el 30% de los olivares integrados de la Comarca de *Estepa* serían intensivos debido a la densidad de árboles, pero no acorde al criterio de los insumos o prácticas externas y por lo tanto, se asume en este estudio como un manejo agrario no intensivo.

Adicionalmente, deben destacarse otras consideraciones relevantes en la elaboración del modelo:

- a) se asumió una producción media anual entre 1500-4000 kilogramos (kg) de aceituna ha^{-1} , suponiendo el abandono del cultivo por debajo del valor umbral más bajo de este rango (siguiendo el criterio de Gómez-Calero 2010b);
- b) se estipuló la existencia de una disminución progresivamente acelerada de la producción a lo largo del tiempo (Lal 2001), basada en una pérdida lineal de suelo debida a la acción de los procesos erosivos junto a la existencia de una relación

asintótica entre la producción y la profundidad edáfica (Bakker et al. 2004; Gómez et al. 2014a); y

- c) el tiempo de simulación empleado a lo largo de las proyecciones realizadas fue de 150 años, siendo un intervalo de tiempo muy amplio, pero necesario para demostrar adecuadamente las consecuencias de la erosión sobre el abandono, la producción y la rentabilidad económica de los diferentes modelos de gestión analizados (pero sin incluir los cambios que pueden preverse tanto en la gestión del olivar como en la PAC).

Por otro lado, no se consideró para la implementación y calibración del modelo la producción alternante natural y característica del olivar como es la vecería (Aguilera y Valenzuela 2012), debido a que en la región de *Estepa* los efectos de dicho fenómeno se han visto minimizados por diferentes prácticas agrícolas llevadas a cabo en el área de estudio (i.e. recogida temprana y riego deficitario), además de la estabilidad socio-productiva que implica la gestión integrada a nivel regional de la Cooperativa de segundo grado *Oleoestepa*, estructura empresarial perteneciente a la DOP *Estepa* (M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018).

En definitiva, el modelo de simulación desarrollado combina, acorde a la Figura 19, un módulo agronómico junto a un módulo económico que permite analizar la dinámica de los cambios en el uso del suelo y la producción de aceitunas y aceite de oliva. En este sentido, en el módulo agronómico se refleja la producción agrícola actual del olivar, clasificando las tierras (i.e. parcelas) acorde a su estado erosivo. Adicionalmente, también se asumió el abandono de los cultivos debido a la disminución de la producción por la erosión y, en casos específicos como en los cultivos intensivos y altamente-intensivos, por finalización del tiempo de vida útil del sistema. De este modo, la simulación de cada escenario planteado incluyó la transición de una cantidad determinada de tierras de cultivo procedentes del escenario actual o inicial/base de la Denominación de Origen Protegida *Estepa* (i.e. gestión integrada de secano) a cualquier otro tipo de manejo planteado. Adicionalmente, se consideró la producción anual del olivar (kg de aceituna ha⁻¹), transformándola en aceite de oliva (l ha⁻¹). Por otra parte, en el módulo económico se reflejaron los costes e ingresos de la producción del cultivo, considerando además los subsidios anuales procedentes de la PAC, obteniendo así los beneficios de la explotación.

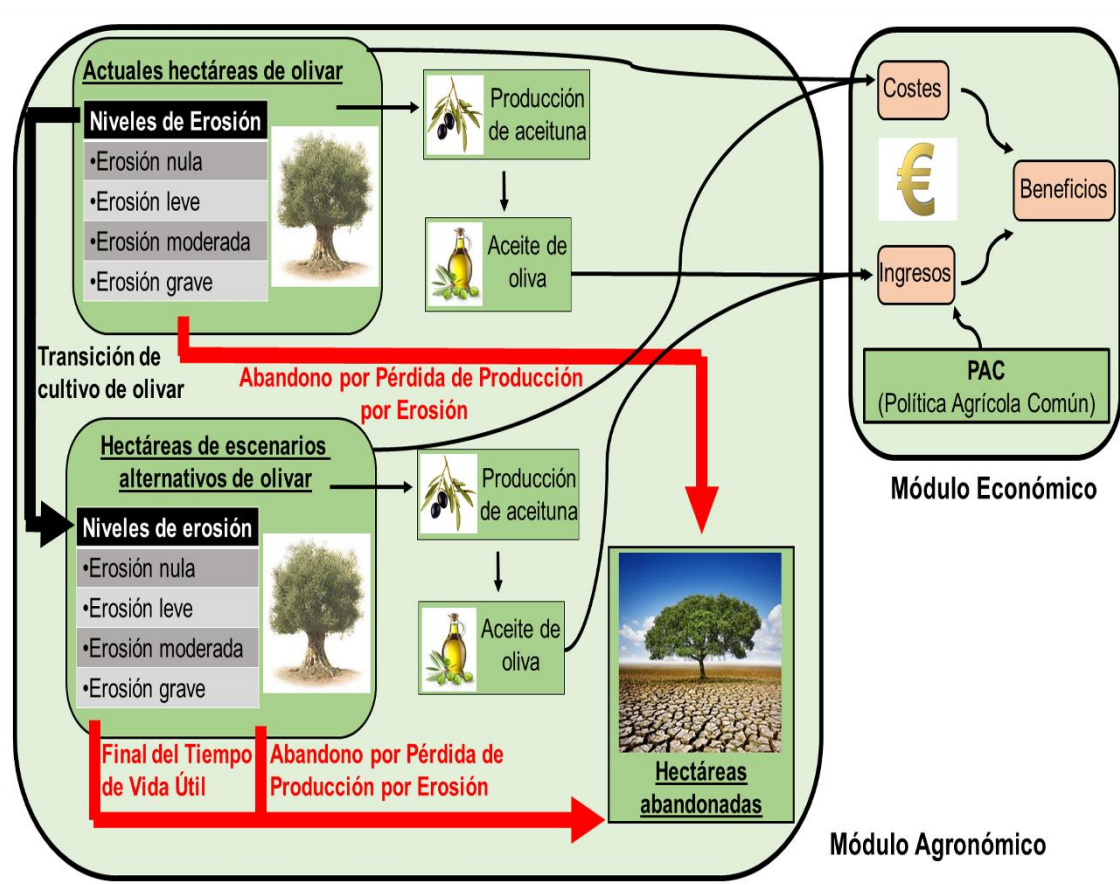


Figura 19 Esquematzación conceptual del modelo desarrollado sobre la gestión del cultivo de olivar de la Comarca de *Estepa* (Sevilla, España)

1.2.3 Implementación e interfaz gráfica del modelo de simulación de gestión del olivar

Para la generación del modelo de simulación diseñado se utilizó una interfaz gráfica basada en diagramas de Forrester, empleando un lenguaje matemático preciso y sencillo, conformando diagramas casuales de flujo característicos en la disciplina de la dinámica de sistemas.

Al trabajar con sistemas biológicos o ecológicos a menudo se emplean modelos intermedios entre la determinística y la estocástica, trabajando con ciertos componentes azarosos, debido a la incertidumbre de trabajar con sistemas vivos. De este modo, es necesario realizar estudios concretos y realizar asunciones que permitan inferir los resultados obtenidos a niveles más generales debido a la complejidad de las relaciones existentes en la naturaleza (Markowitz 2017).

Se empleó el software de modelización y simulación STELLA (STELLA 9.1.4 ® 2010), en cuya interfaz se pueden implementar múltiples elementos que incorporan ecuaciones y valores paramétricos para crear la estructura y dinámica de sistemas complejos,

permitiendo la elaboración de modelos matemáticos junto a la realización de proyecciones y simulaciones temporales (Fig. 20).

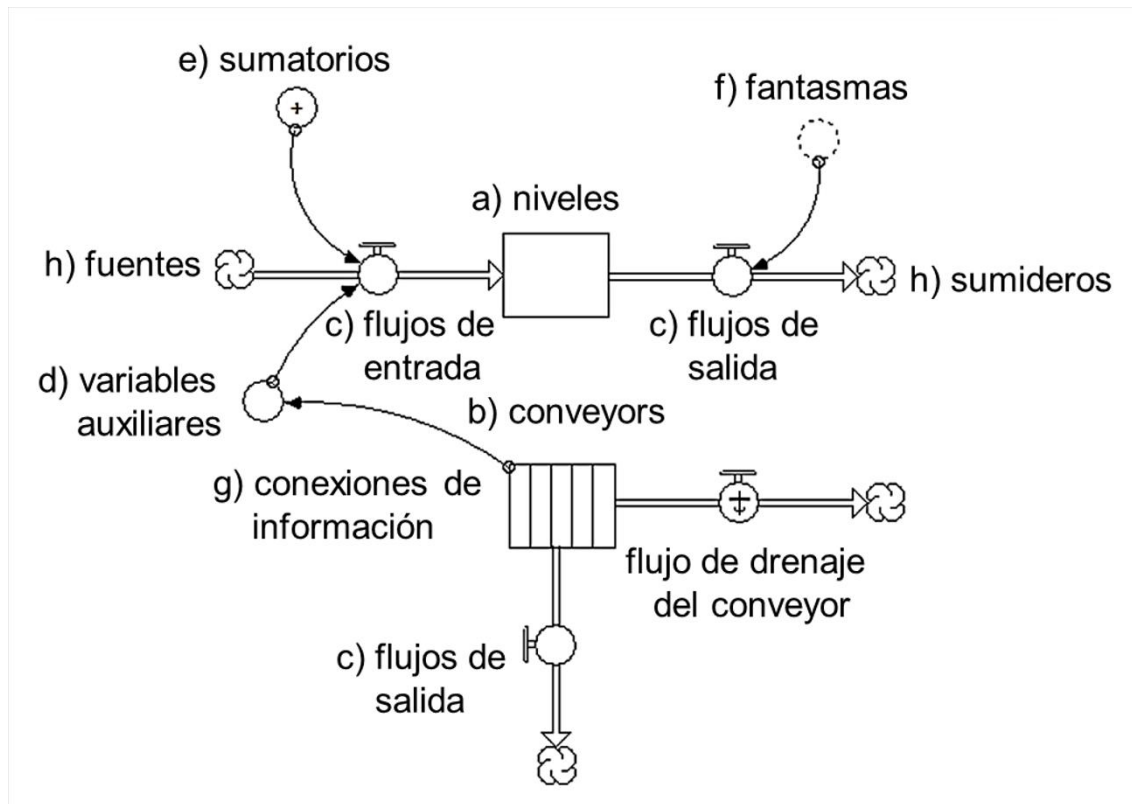


Figura 20 Representación esquemática de los principales elementos del software STELLA 9.1.4 ®: a) niveles - representan los elementos del sistema siendo variables de estado; b) conveyors - tipo particular de niveles en el que las cantidades permanecen por un período temporal definido, cuentan con un flujo de drenaje por pérdidas parciales a lo largo de dicho período; c) flujos de entrada/salida - representan los procesos de transferencia dentro de los elementos del sistema; d) variables auxiliares - contienen valores o funciones; e) sumatorios - tipo particular de variables auxiliares que representan la suma de varios componentes; f) fantasmas - duplicados secundarios exactos de una misma variable; g) conexiones de información - son las responsables de establecer las relaciones funcionales entre las diferentes variables del sistema; y h) fuentes y sumideros - son elementos externos al sistema pero con distinto grado de influencia sobre el mismo

Con los elementos descritos brevemente en la Figura 20, se procedió al desarrollo e implementación del modelo biomatemático en base al cual se evaluó la situación actual del olivar integrado de la región de *Estepa* (Sevilla, España), y se realizaron las proyecciones y simulaciones generando diferentes escenarios espacio-temporales alternativos de gestión del cultivo olivarero objeto de estudio (Fig. 21).

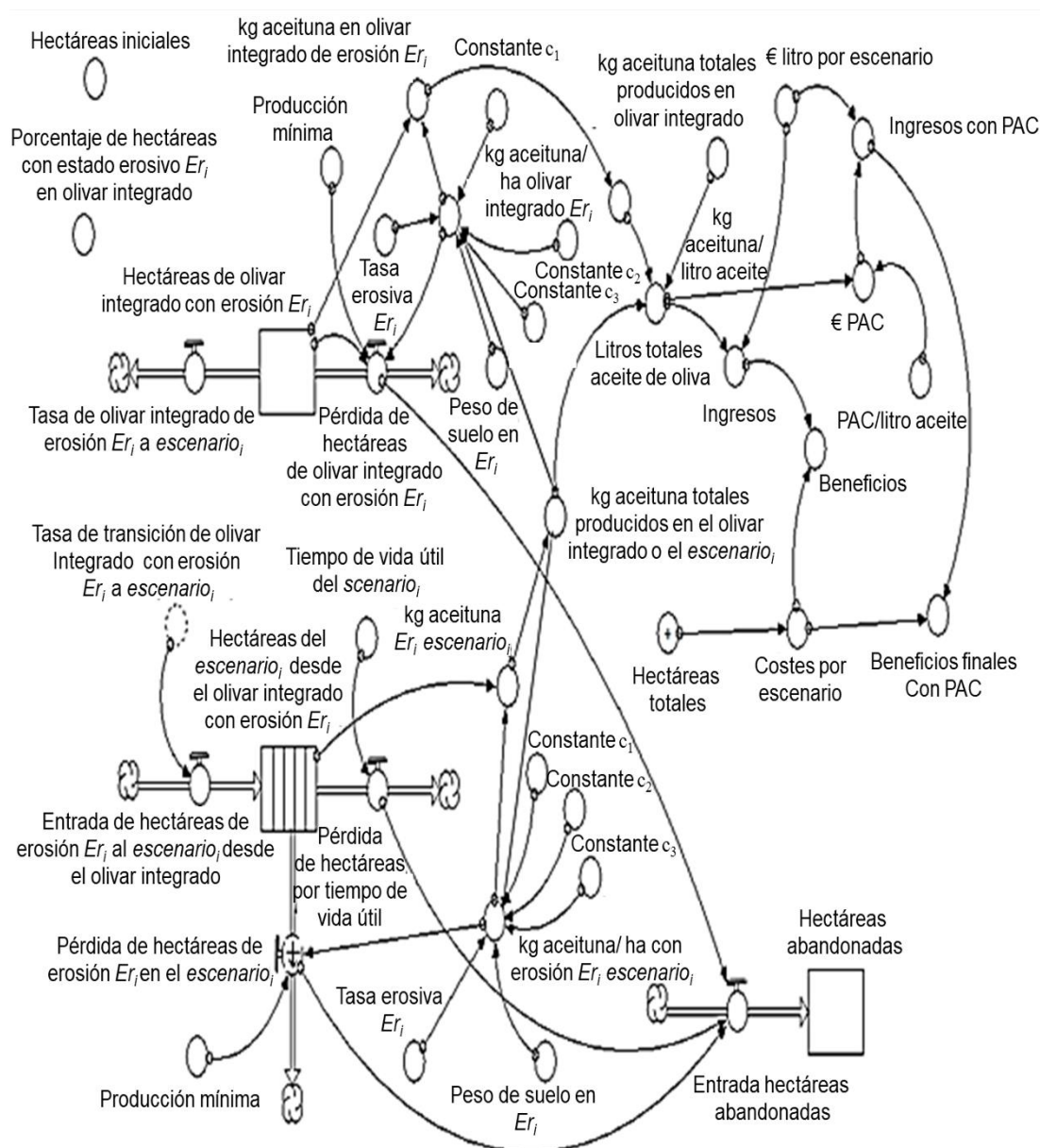


Figura 21 Representación esquemática de la interfaz gráfica del modelo diseñado para la evaluación de la gestión integrada del olivar de la Comarca de *Estepa* y sus escenarios alternativos. En dicho modelo se representa la dinámica de hectáreas para cada categoría erosiva (ER_i), además de la producción del escenario de olivar integrado junto a la transición de hectáreas hacia otras tipologías de gestión ($escenari_o_i$). El modelo se completa con el análisis económico, que consiste en la integración de los costes de la explotación, los ingresos y los beneficios, analizados en ausencia de subvenciones de la Política Agrícola Común (PAC), y considerando sus subsidios en el sistema

Para la correcta implementación del modelo, la superficie inicial del olivar de estudio se clasificó en cuatro categorías erosivas (ER_i), siendo: a) erosión nula; b) erosión leve; c) erosión moderada; y d) erosión severa. Excepto en condiciones de erosión nula, todas las categorías erosivas presentaron una disminución de la producción a lo largo del tiempo debido a la pérdida de suelo por degradación erosiva, la cual se implementó

matemáticamente en el modelo a partir de la ecuación de Gómez et al (2014a), adaptando y calibrando los parámetros correspondientes específicamente para la región de *Estepa* (Ec. 2):

$$Producción_{(t)} = P_i \cdot (c_1 + c_2 \cdot \ln(W_j - Er_j \cdot t) + c_3 \cdot (\ln(W_j - Er_j \cdot t))^2) \quad (2)$$

donde *Producción(t)*: producción de la gestión *i* en un tiempo *t* (t ha⁻¹); *c₁*, *c₂* y *c₃*: constantes adimensionales específicas ligadas a la zona de estudio dependientes de la pluviometría anual y del tipo de suelo, siendo 0,7388, -0,3471 y 0,0401, respectivamente; *P_i*: producción inicial (t = 0) de la gestión *i* (t ha⁻¹); *W_j*: peso del suelo del estado erosivo *j* (t ha⁻¹); *Er_j*: tasa anual de pérdida de suelo del estado erosivo *j* (t ha⁻¹ año⁻¹); *t*: tiempo de simulación (años).

A su vez, el abandono del cultivo solamente se asumió cuando la producción olivarera decayó por debajo del umbral mínimo estipulado (i.e. variable *Producción mínima*), mediante la implementación de una función condicional en el modelo acorde a la Ecuación 3:

$$Abandono\ hectáreas \begin{cases} \text{Sí, si } Producción < \text{Umbral de Producción mínima} \\ \text{No, si } Producción > \text{Umbral de Producción Mínima} \end{cases} \quad (3)$$

donde *Abandono hectáreas*: porcentaje de superficie de olivar abandonada durante el período de tiempo simulado; *Producción*: producción, en kg de aceituna ha⁻¹ año⁻¹, en cada nivel erosivo evaluado; *Umbral de Producción mínima*: producción límite por debajo de la cual se debe abandonar el cultivo por su escasa rentabilidad, siendo este valor de 1500 kg de aceituna ha⁻¹ año⁻¹.

De este modo, todas las hectáreas abandonadas fueron recopiladas en un nivel propio, cuantificándose su cantidad al final de la simulación. Por otro lado también se estimó la producción anual por hectárea en cada nivel erosivo (*ER_i*), tanto en kg de aceitunas como en litros de aceite de oliva, teniendo en cuenta la superficie cultivada de olivar y obteniendo finalmente la producción total del conjunto del sistema estudiado, sumando las producciones individualizadas por categoría erosiva. De este modo, la producción anual de aceite de oliva (l ha⁻¹) se aplicó como base para el cálculo de las rentas totales a través de su precio en origen (€ l⁻¹ y referido a la superficie), incorporando las subvenciones de la PAC. Los costes totales de las explotaciones, incluido el personal y la

maquinaria, se estimaron teniendo en cuenta la superficie total cultivada. Finalmente, determinando la diferencia entre ingresos y costes, se obtuvieron los beneficios totales anuales (€ ha^{-1}) de los olivares de la zona de estudio.

Para la generación de los escenarios alternativos de cambio de gestión olivarera ejecutados en el modelo de simulación, se implementaron unos flujos de transición para cada nivel erosivo en el modelo (ER_i), determinando las tasas de cambio desde el escenario actual del olivar de la Comarca de *Estepa* (i.e. gestión integrada) hacia los nuevos escenarios (i.e. escenario_i) mediante la formulación de una función condicional (Ec. 4). De esta manera, la transición de hectáreas se llevó a cabo de manera acumulativa y uniforme a lo largo de los 10 primeros años de la simulación con la finalidad de poder visualizar, durante el resto del tiempo proyectado, las consecuencias multidimensionales (i.e. impacto económico, productivo y ambiental), a nivel de Comarca, del cambio de manejo agrario llevado a cabo en la zona de estudio.

$$\text{Transición hectáreas} \begin{cases} \text{Sí, si } t \leq 10 \text{ años} \\ \text{No, si } t > 10 \text{ años} \end{cases} \quad (4)$$

donde *Transición hectáreas*: indica si existe la transición de hectáreas cultivables desde el escenario actual de gestión integrada de olivar de la Comarca de *Estepa* hacia otras alternativas de gestión; t : tiempo, en años, a lo largo del cual se lleva a cabo la transición de hectáreas para la generación de escenarios.

Una vez generado cada escenario, su dinámica de hectáreas fue similar a la evidenciada por la del escenario base de gestión integrada, representando de nuevo la pérdida de terreno cultivable debido a la caída de producción por erosión (excepto en condiciones de erosión nula), junto a la implementación de la pérdida de territorio por finalización de tiempo de vida útil del sistema agrario en aquéllas gestiones que presentaron esta asunción (i.e. manejo intensivo y altamente-intensivo), cuantificándose de nuevo la cantidad de hectáreas abandonadas en cada escenario. Finalmente, el cálculo de la producción de aceitunas y aceite de oliva correspondiente a la nueva gestión de cada escenario debe añadirse a la proveniente de la gestión integrada mayoritaria del sistema, obteniendo de este modo el valor productivo final y pudiendo calcular los parámetros económicos del modelo.

Por último, debido a que la información empleada en este estudio, principalmente la información económica, es privada y altamente sensible y, en muchos casos, los datos suministrados son fragmentados y poco fiables, los datos financieros y de producción utilizados para la calibración del modelo están basados en datos procedentes del área de estudio cuando fueron disponibles o, en su defecto, en datos procedentes de fuentes oficiales primarias de aplicación frecuente en este tipo de estudios (i.e. bases de datos como AEMO o POOLred).

En este sentido, se intentaron combinar datos específicos de la región de *Estepa* con los datos genéricos (i.e. oficiales) publicados por diversos organismos como la Junta de Andalucía (JA) o el Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA), encontrando en general un alto grado de acuerdo entre las dos fuentes.

1.2.4 Calibración del modelo de simulación de gestión integrada del olivar

Para la correcta calibración del modelo diseñado, fue imprescindible conocer el peso inicial de suelo por unidad de superficie de cada nivel erosivo (W_j), con la finalidad de calibrar correctamente la pérdida de suelo como consecuencia de la erosión. Esta variable se estimó de forma experimental a partir de datos procedentes de la Comarca de *Estepa* empleando la Ecuación 5 (Moreira-Madueño 1991):

$$W_j = 100 \cdot A_j \cdot Dap_j \quad (5)$$

donde W_j : peso de suelo por unidad de superficie del estado erosivo j (t ha^{-1}); A_j : altura/profundidad del suelo correspondiente al estado erosivo j (centímetros, cm); Dap_j : densidad aparente del suelo en el estado erosivo j (gramos (g) cm^{-3}). Sintéticamente, los resultados medios obtenidos se adjuntan en la Tabla 6:

Tabla 6 Datos edáficos promedios de densidad aparente (g cm^{-3}), altura o profundidad del suelo (cm), y peso del suelo por unidad de superficie (t ha^{-1}) para las parcelas correspondientes a los estados erosivos analizados

Variable	Nivel erosivo			
	Nulo	Leve	Moderado	Grave
Densidad aparente (g cm^{-3})	1,11	1,12	1,20	1,34
Altura del suelo (cm)	141,70	124,30	109,50	69,20
Peso de suelo (t ha^{-1})	15.728,70	13.921,60	13.140,00	9.272,80

El aumento de la densidad a medida que incrementó el estado erosivo de las parcelas en nuestros datos se relaciona con la metodología de cálculo matemático de la densidad aparente, es decir, el cociente entre la masa de suelo seco y el volumen inicial de la muestra. Así, al tomar las muestras de suelo con una sonda de volumen fijo (141,37 cm³), al incrementarse el estado erosivo de las parcelas, se observó un aumento de la compactación edáfica junto a una disminución de la porosidad, cuyos valores obtenidos fueron: a) erosión nula: 68.33%; b) erosión leve: 62.58%; c) erosión moderada: 60.04%; y d) erosión grave: 59.83%. En este sentido, en un mismo volumen de muestra es esperable que tenga lugar la cabida de una mayor masa de suelo (Helson et al. 2017).

El área de olivar de la región de *Estepa* se clasificó dentro de los diferentes niveles de erosión estipulados mediante la calibración de los valores de los factores que determinan la pérdida de suelo para el área de estudio. Considerando la superficie inicial de olivar de la Denominación de Origen Protegida *Estepa* (i.e. 39.463 ha), se estableció una clasificación según los diferentes niveles de erosión en base al criterio de Moreira-Madueño (1991) y el informe técnico BOJA (2015b), estimando la tasa anual potencial de erosión acorde a la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (modelo USLE-RUSLE, Ec. 6) (Wischmeier y Smith 1960; Diodato 2006; Di Stefano et al. 2016; Rubio-Delgado et al. 2017):

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (6)$$

donde A : valor obtenido de pérdida de suelo (t ha⁻¹ año⁻¹); R : erosividad de la lluvia (Julios (J) ha⁻¹); K : erodabilidad del suelo (Megagramos (Mg) J⁻¹); LS : longitud y el grado de la pendiente (adimensional y en %); C : cobertura del suelo (adimensional); P : presencia de prácticas de conservación agrícola (adimensional)

La calibración de los parámetros de la ecuación USLE se realizó en base a diversas fuentes bibliográficas como los criterios de Gómez et al. (2003); Gómez y Giráldez (2010); Moreira-Madueño (1991); y Sánchez Escobar (2015), además de emplear datos experimentales procedentes del área de estudio. En este sentido, mientras que la erosividad de la lluvia (i.e. factor R) y la longitud y grado de la pendiente (i.e. factor LS) fueron calibrados en base a las fuentes bibliográficas anteriormente citadas, el valor K de erodabilidad del suelo se calibró experimentalmente con datos empíricos (Tabla 7) usando la Ecuación 7 (Gisbert-Blanquer et al. 2012):

$$K = [[10^{-4} \cdot 2.71 \cdot M^{1.14} \cdot (12 - a)] + 4.2 \cdot (b - 2) + 3.2 \cdot (c - 3)] \cdot 100^{-1} \quad (7)$$

donde K : erodabilidad del suelo (Mg J^{-1}); M : factor representativo de la textura del suelo, siendo: $(100 - \% \text{ arcillas}) \cdot (\% \text{ limos} + \% \text{ arenas})$; a : materia orgánica (%), en la región de *Estepa* este valor se asumió como 1 para todos los niveles erosivos (SEISnet 2019)); b : código correspondiente a la estructura del suelo; c : código correspondiente a la permeabilidad del suelo.

Los códigos correspondientes a los factores b y c de la ecuación pertenecen a los monográficos publicados por Wischmeier y Smith (1978). De este modo, la estructura edáfica (factor b) puede obtener los siguientes valores: 1) granular muy fina; 2) estructura granular fina; 3) estructura granular moderada; y 4) estructura en bloques. Por otro lado, el factor c de permeabilidad edáfica puede adquirir la siguiente calibración: 1) rápida; 2) moderada-rápida; 3) moderada; 4) baja-moderada; 5) baja; 6) muy baja.

Tabla 7 Datos, para cada nivel erosivo, correspondientes para cada variable empleada en la calibración experimental del factor K (erodabilidad del suelo) del modelo USLE-RUSLE de pérdida de suelo. Se especifican los parámetros texturales, en porcentaje, del medio edáfico para cada estado erosivo (i.e. arenas, limos, y arcillas), junto a la materia orgánica edáfica (código a , %), y los códigos b y c correspondientes a la estructura y permeabilidad del suelo respectivamente (adimensionales)

Variable del factor K	Nivel erosivo			
	Nulo	Leve	Moderado	Grave
Arenas (%)	36,18	61,51	43,29	68,41
Limos (%)	52,41	24,05	31,52	19,97
Arcillas (%)	11,41	14,44	25,18	11,62
a (%)	1	1	1	1
b (---)	2	4	2	4
c (---)	3	4	3	4

Por otro lado, el factor C fue calibrado para la región de *Estepa* de acuerdo con el criterio de Gómez et al. (2003). De esta manera, dicho factor varió con el tipo de manejo agrario dependiendo de la densidad de árboles (mínimo para el manejo integrado y ecológico), con el diámetro del dosel arbóreo (mínimo en el manejo altamente-intensivo), y con la extensión (i.e. anchura) de las cubiertas del suelo (nula en el cultivo intensivo, media en el manejo integrado y altamente-intensivo, y máxima en el manejo ecológico). Finalmente, el factor P se consideró 1 para todas las situaciones de erosión, asumiéndose que todas las parcelas están sujetas a prácticas de labranza y ninguna presenta prácticas mecánicas específicas de control de la erosión o de manipulación del suelo (i.e. arado paralelo a curvas de nivel, terrazas, estructuras y presas de contención) (Gómez y Giráldez

2010; Sánchez Escobar 2015). En la Tabla 8 se adjunta la calibración general de la ecuación USLE empleada en la estimación de las pérdidas de suelo del olivar de *Estepa*:

Tabla 8 Caracterización de las superficies de olivar según su gestión y grado de erosión. Se detalla la estimación de las tasas erosivas (A), y el número de hectáreas (ha; %) para la situación inicial (i.e. gestión integrada). Se estimaron también las pérdidas de suelo para los escenarios de simulación generados (i.e. gestión intensiva, altamente-intensiva, y ecológica)

Gestión	Erosión	Área olivar (ha (%)) (situación inicial)	Factores					A (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
			R (J ha ⁻¹)	K (Mg J ⁻¹)	LS	C	P	
Integrada	Nula	22.494 (57,00)	109,7	0,82	0,00 (0%)	0.16	1	0,00
	Leve	8366 (21,20)	109,7	0,89	0,18 (3%)	0.16	1	2,81
	Moderada	3828 (9,70)	109,7	0,56	0,70 (7%)	0.16	1	6,88
	Severa	4775 (12,10)	109,7	0,95	2,20 (15%)	0.16	1	36,68
Intensiva	Nula		109,7	0,82	0,00 (0%)	0.33	1	0,00
	Leve		109,7	0,89	0,18 (3%)	0.33	1	5,80
Altamente-intensiva	Nula		109,7	0,82	0,00 (0%)	0.09	1	0,00
	Leve		109,7	0,89	0,18 (3%)	0.09	1	1,58
Ecológica	Nula		109,7	0,82	0,00 (0%)	0.06	1	0,00
	Leve		109,7	0,89	0,18 (3%)	0.06	1	1,05
	Moderada		109,7	0,56	0,70 (7%)	0.06	1	2,58
	Severa		109,7	0,95	2,20 (15%)	0.06	1	13,76

Adicionalmente, en la Tabla 9 se muestran los datos productivos y económicos considerados en función de la gestión olivarera aplicada por los agricultores. Las gestiones para las cuales se especifican los datos productivos y económicos correspondientes servirán de base para la generación de escenarios mediante el modelo de simulación elaborado.

Tabla 9 Producción anual (kg ha⁻¹), precio de venta del aceite (€ litro⁻¹), y costes anuales para los diferentes tipos de gestiones consideradas (€ ha⁻¹ año⁻¹). Los datos expuestos han sido tomados de AEMO (2012), POOLred (2017), e información específica procedente de la región de *Estepa* (Oleoestepa 2018)

Gestión	Integrada	Intensiva	Altamente-intensiva	Ecológica
Producción*	3500	5000	10.000	3500
Precio de venta del aceite	2,64	2,00	1,58	4,49
Costes	1785,30	1893,88	2366,23	1424,20

*Un litro de aceite de olive se obtiene a partir de 5.26 kg de aceitunas. 19% de rendimiento del cultivo ((M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018)

Por último, cabe destacar que el importe considerado para las subvenciones de la PAC percibidas por los agricultores para cualquier tipo de gestión olivarera fue de 1,05 euros por litro de aceite de oliva producido (€ l^{-1}), siguiendo el criterio de AEMO (2012).

1.2.5 Escenarios de planificación y gestión del territorio

Para generar la situación actual/inicial del olivar de la región de *Estepa* se consideró una gestión integrada, mecanizable y de secano, conformando el escenario actual (a), (Egea y y Pérez 2016). A partir de dicha situación, se simularon escenarios de cambios parciales en los tipos de manejo de cultivos, donde la transición de tierras de un tipo de cultivo a otro se implementó a lo largo de una década y se llevó a cabo de manera acumulativa y uniforme para una cantidad predeterminada del 10% de las hectáreas globales del manejo integrado hacia otro tipo de gestión olivarera de acuerdo con el escenario diseñado y respetando los niveles erosivos evaluados (Tabla 11). Los escenarios propuestos (Fig. 22) fueron: b) transición hacia un manejo intensivo con riego; c) transición hacia un manejo altamente-intensivo; y d) transición hacia un manejo ecológico/orgánico de secano. Se propuso un escenario adicional de gestión mixta a escala del paisaje (e), generando una combinación espacial de cultivos mediante una planificación territorial considerando el patrón de usos del suelo y las cubiertas vegetales en el que se hizo una transición hacia un manejo intensivo con riego y ecológico de secano (5% de la superficie global del escenario inicial hacia cada manejo respectivamente respetando los niveles erosivos iniciales, tratando de equilibrar las prioridades entre producción y rentabilidad.

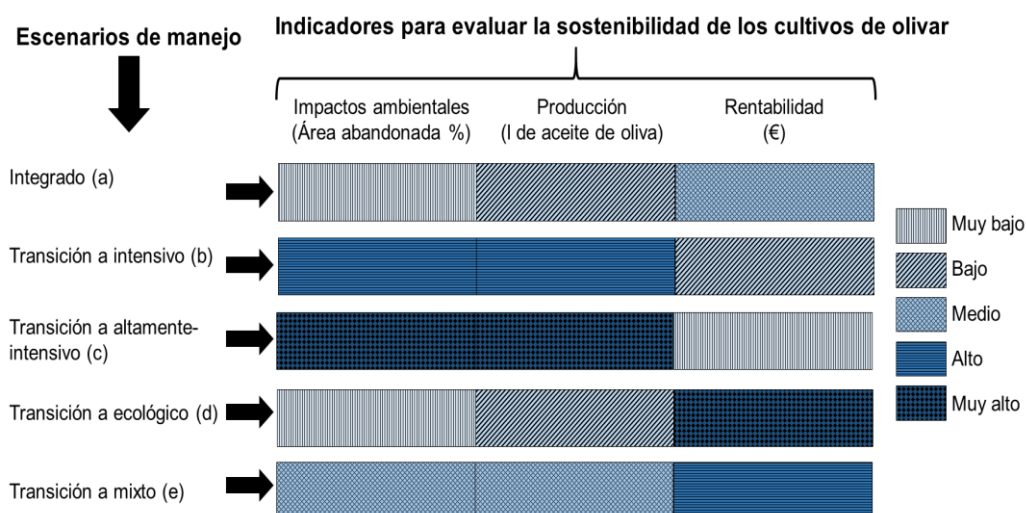


Figura 22 Esquema de los escenarios propuestos mostrando sus implicaciones cualitativas en torno a los tres indicadores principales para evaluar la sostenibilidad de los olivares: a) impacto ambiental; b) producción; y c) rentabilidad

En este sentido, es importante destacar cómo la intensificación agraria da prioridad a la producción sobre los impactos ambientales, mientras que la agricultura ecológica minimiza estos impactos manteniendo niveles productivos cercanos a los de la gestión integrada (Alonso y Guzmán 2005; Martínez et al. 2006).

En los escenarios diseñados, además de la pérdida de hectáreas por la caída de la producción por erosión, se implementó la vida útil de cada tipo de gestión cuando fue necesario, al final de la cual se asumió el abandono total y permanente del cultivo. En la Tabla 10 se muestra la cantidad de hectáreas de olivar transferidas en la generación de los escenarios diseñados:

Tabla 10 Cantidad anual (ha), transferida desde el escenario base o actual de gestión integrada de la Comarca de *Estepa* hacia las nuevas tipologías de gestión en los escenarios generados. Se adjunta además la cantidad total de hectáreas transferidas en cada escenario procedente de todos los estados erosivos, en valor absoluto y en porcentaje

Estado erosivo	Hectáreas del escenario integrado (inicial)	Escenario de olivar intensivo	Escenario de olivar altamente-intensivo	Escenario de olivar ecológico	Escenario olivar mixto	
					Gestión intensiva	Gestión ecológica
Nulo	22.494	287,65	287,65	224,94	143,82	112,47
Leve	8366	106,98	106,98	83,66	53,49	41,83
Moderado	3828	---	---	38,28	---	19,14
Severo	4775	---	---	47,75	---	23,87
Σ hectáreas	39.463 (100%)	394,63 (10%)	394,63 (10%)	394,63 (10%)	197,31 (5%)	197,31 (5%)

Mientras que para el escenario de gestión ecológica se transfirieron hectáreas procedentes de todos los estados erosivos, para los escenarios de gestión intensiva o altamente-intensiva solamente fueron transferidas hectáreas procedentes de niveles de erosión nulos o leves. Este supuesto se hizo con la finalidad de obtener un modelo más realista en el que las parcelas con un estado erosivo moderado o severo no se vieran perjudicadas por la introducción de un manejo agrario con elevados impactos ambientales como las prácticas de intensificación.

Finalmente, cabe destacar que la metodología típica de la planificación de escenarios consiste en utilizar escenarios a menudo extremos para explorar la incertidumbre que rodea a las consecuencias futuras de una decisión (Peterson et al. 2003). De este modo, en este estudio se pretende mostrar las situaciones más contrastantes de la gestión del olivar (i.e. altamente-intensiva vs. ecológica), y las situaciones intermedias y de

continuidad. Así, aunque la gestión altamente-intensiva estaría, a priori, muy condicionada por la especificidad climática, ecológica y edafológica de la Comarca de *Estepa*, debido a la existencia de dos fincas (unas 15 ha totales) con este tratamiento en la región se consideró que este tipo de gestión puede ser asumida por algunos agricultores en un futuro próximo.

1.3 Resultados para los diferentes escenarios en cuanto a ordenación del territorio

1.3.1 Aceleración de la erosión edáfica como limitación biofísica ambiental

El análisis dinámico en cuanto a la evolución del cultivo de olivar en función de los estados erosivos estipulados, manteniendo la gestión olivarera integrada (i.e. escenario actual), evidenció una tendencia hacia el abandono temprano de aquellas parcelas con erosión severa, descendiendo su producción por debajo del umbral de producción mínima de 1500 kg de aceituna ha⁻¹ estipulado, teniendo lugar su abandono aproximadamente 135 años después del inicio de la simulación (Fig. 23). Para el resto de niveles erosivos analizados no hay expectativa de abandono de las tierras en un período más largo y, por lo tanto, la continuidad de las prácticas agrícolas puede ser considerada viable en esas parcelas a largo plazo.

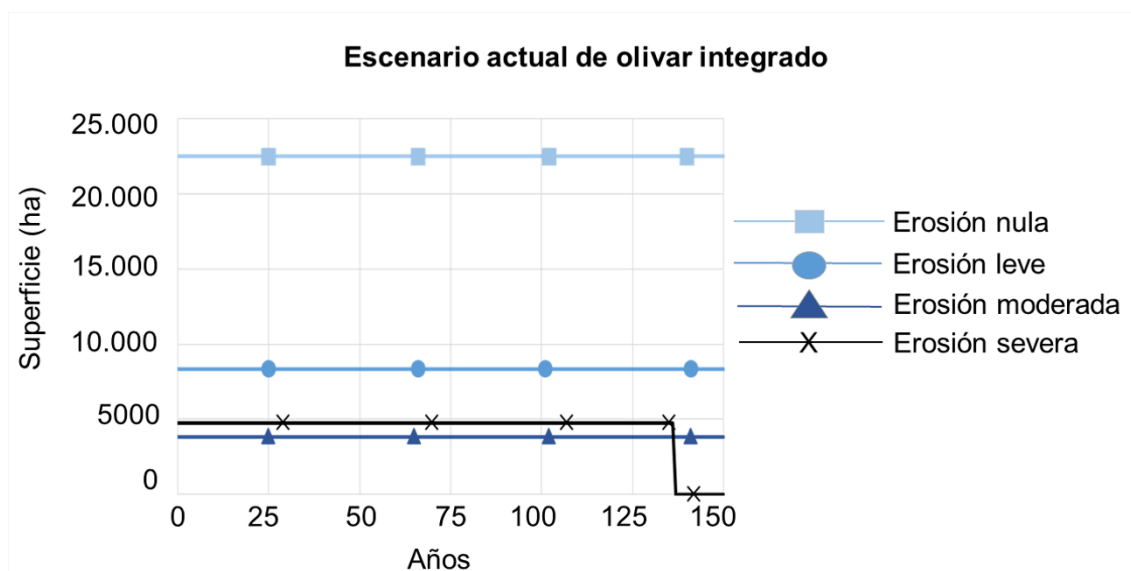


Figura 23 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar para el escenario actual de gestión integrada, considerando su clasificación en niveles erosivos: nulo, leve, moderado, y severo

Por otra parte, previamente a exponer los resultados correspondientes a cada escenario simulado, merece la pena aclarar que las cifras correspondientes a la evolución de la dinámica de hectáreas del manejo integrado, gestión mayoritaria en todos los escenarios proyectados y a partir de la cual se transformarán las hectáreas correspondientes a un

nuevo modelo de gestión sólo muestran pequeñas diferencias respecto a la Figura 23 dependiendo de si se aplican restricciones a la transformación de tierras con mayores niveles de erosión, según los supuestos de cada escenario. De este modo, en la Figura 24, para los escenarios de transición hacia prácticas de intensificación (Fig. 24a), sólo se ven modificadas al principio del período simulado las hectáreas con erosión nula o leve, siendo aquéllas en las que tendrá lugar un cambio de gestión. Por otro lado, en la Figura 24b se observa cómo se lleva a cabo el proceso de transferencia de las hectáreas de todos los estados erosivos para configurar el escenario de transición hacia una olivicultura ecológica. La misma dinámica de transición de hectáreas se aplica para el escenario de transición hacia el olivar de gestión mixta, pues dicho escenario no es más que la combinación espacial de las gestiones integrada (mayoritaria), intensiva y ecológica.

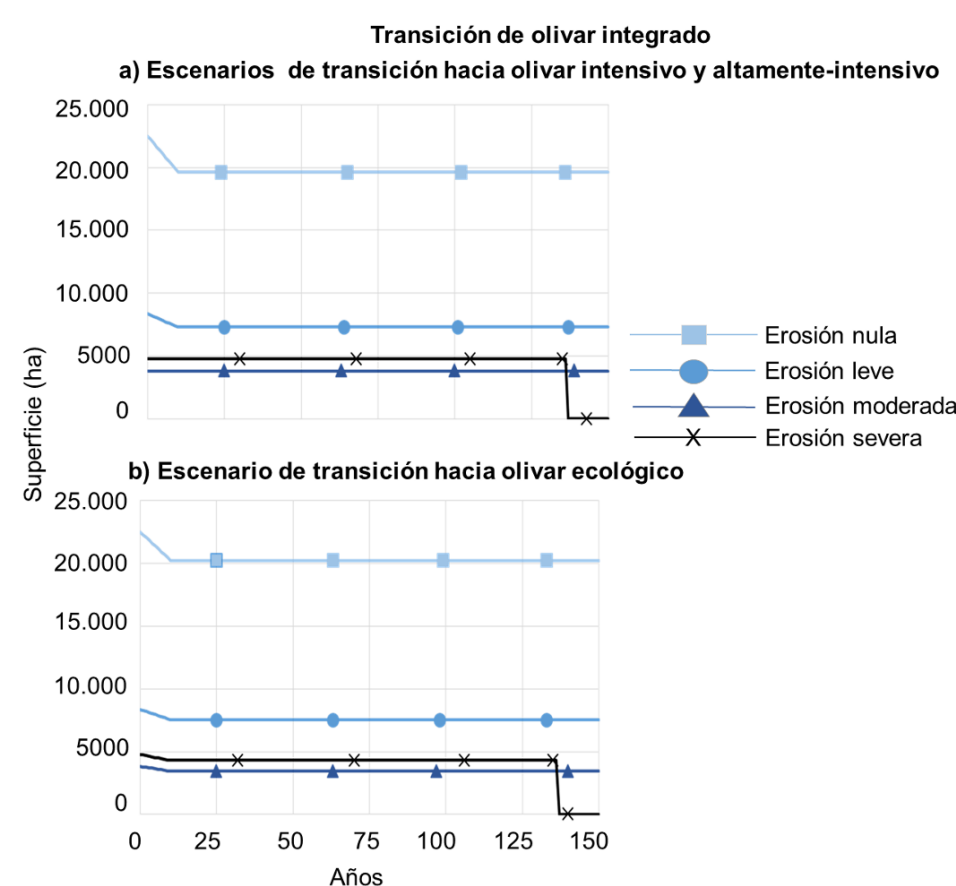


Figura 24 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar integrado en los escenarios simulados. Se observa cómo en los escenarios de intensificación solamente se transfieren hectáreas de erosión nula o leve (a), mientras que para el escenario de gestión ecológica son transferidas hectáreas procedentes de todos los estados erosivos (b)

Los resultados correspondientes a los escenarios de transición hacia prácticas de manejo intensivo y altamente-intensivo (Fig. 25a y b), mostraron una tendencia hacia el abandono total del sistema agrícola en un plazo relativamente corto (50 y 25 años, respectivamente),

de acuerdo con los supuestos realizados y la información actualmente disponible sobre estos sistemas de gestión y manejo agrario. De este modo, dentro de las prácticas de intensificación, la principal causa de pérdida de tierras productivas se debe a la vida útil de los cultivos, parámetro que integra la combinación de impactos y factores biológicos, físicos y económicos que comprometen la viabilidad de estos sistemas.

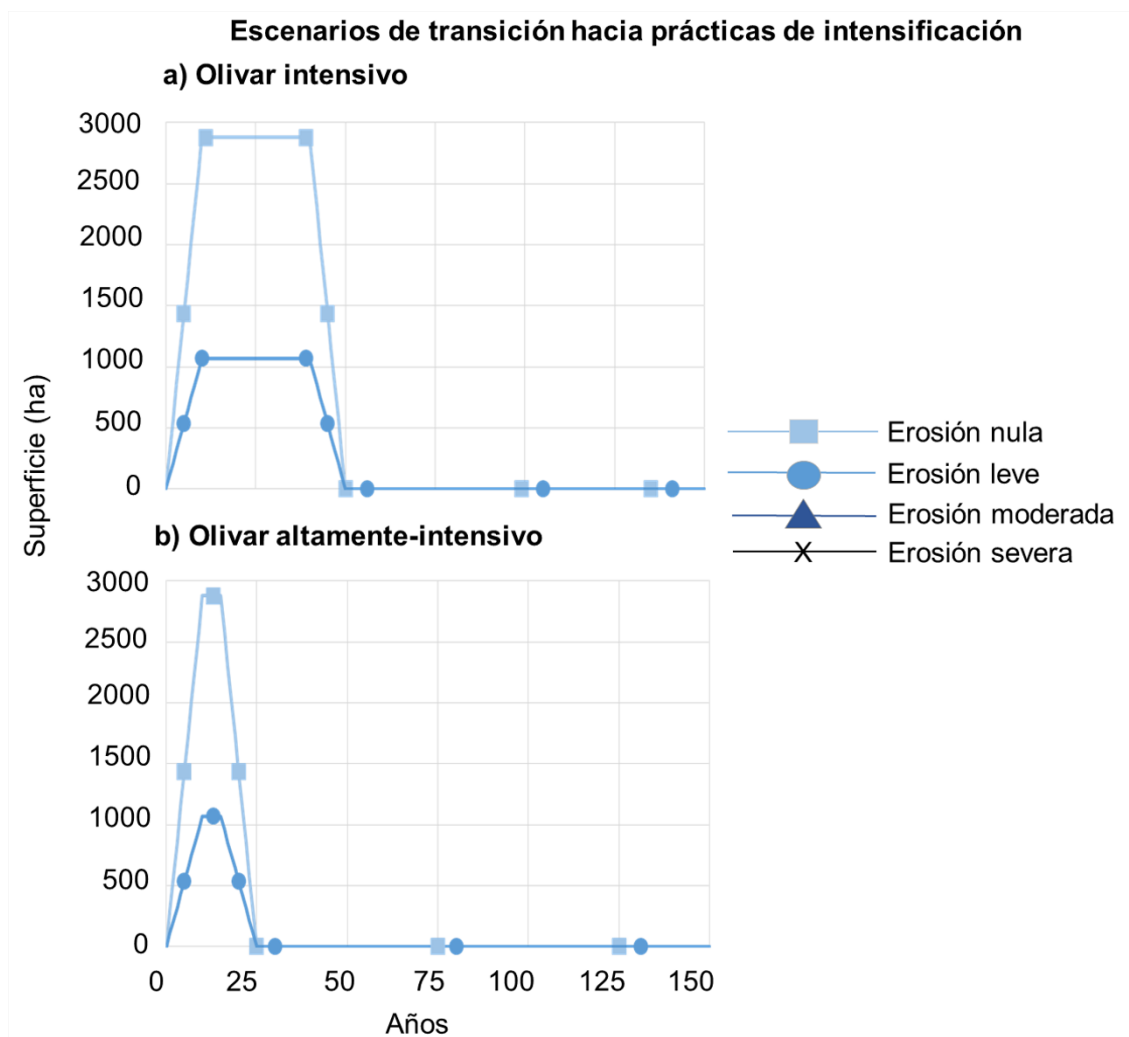


Figura 25 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar en los escenarios de transición hacia cultivos intensivos (a) y altamente-intensivos (b), considerando su clasificación en cuanto a sus diferentes estados erosivos: nulo, leve, moderado, y severo

Como contraparte a la intensificación, se sitúa la agricultura ecológica. En este sentido, en el escenario de transición parcial hacia una mayor presencia de plantaciones o cultivos ecológicos, a diferencia del caso de la gestión integrada, se observó un mantenimiento de las áreas severamente erosionadas durante el período simulado, debido a una mejor protección del medio edáfico bajo este modelo de gestión (Fig. 26).

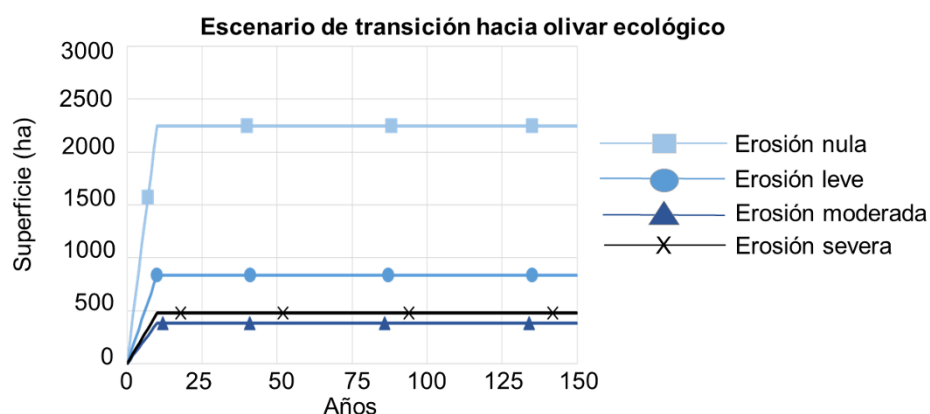


Figura 26 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar en el escenario de transición hacia una gestión ecológica, considerando su clasificación en cuanto a sus diferentes estados erosivos: nulo, leve, moderado, y severo

Finalmente, se propuso, como escenario final, una planificación espacial basada en patrones de gestión mixtos (i.e. mosaico agrícola). Al observar la evolución de este escenario, donde se combinaron los manejos integrado, de forma mayoritaria, con el manejo intensivo y ecológico en una menor proporción (Fig. 27a y b), se observó una dinámica combinada fruto de la mezcla de las múltiples gestiones evaluadas.



Figura 27 Dinámica de evolución de las hectáreas de olivar en el escenario de transición hacia una gestión mixta, incluyendo olivares intensivos (a) y ecológicos (b), considerando su clasificación en cuanto a sus diferentes estados erosivos: nulo, leve, moderado, y severo

1.3.2 Abandono de cultivos, producción y rentabilidad

Para realizar una evaluación multifuncional de la agricultura de olivar, se analizó el nivel de abandono de cultivos como indicador de impacto ambiental para los diferentes escenarios de manejo. También se analizó la producción, junto con los beneficios para cada escenario. En este sentido, los beneficios se valoraron en dos situaciones diferentes: a) sin considerar los subsidios de la PAC recibidos por los agricultores y b) considerando la relevancia de estos subsidios en la sostenibilidad económica del olivar.

Al valorar el porcentaje de tierras cultivadas en cada escenario (Fig. 28), se observó cómo la gestión ecológica y la gestión integrada del olivar mostraron una menor tasa de abandono (11 y 12% de la superficie total ocupada por olivares, respectivamente), frente al gran impacto ambiental derivado de las prácticas de intensificación, escenarios donde los agricultores se ven obligados a abandonar una mayor proporción de territorio (i.e. hasta un 22% de la superficie olivarera) debido a la ausencia de productividad en sus parcelas. Por lo tanto, los escenarios con una gestión del olivar más respetuosa con el medio ambiente permitirían una mayor persistencia de estas plantaciones a largo plazo. Por último, el escenario mixto mostró un nivel de abandono intermedio (17% de la superficie cultivada), debido a la combinación mayoritaria de los manejos integrado y ecológico, junto a una presencia minoritaria de manejo intensivo, hecho que incrementa levemente la tasa de abandono agrario y el impacto ambiental de la Comarca.

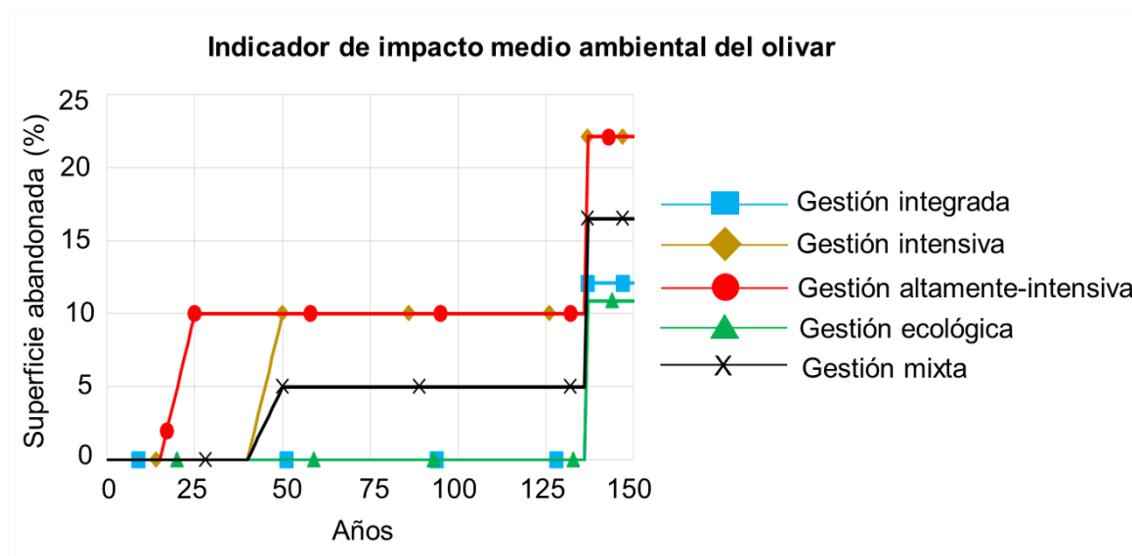


Figura 28 Tasa de abandono agrícola de olivar como indicador de impacto ambiental, en porcentaje, a lo largo del período de simulación correspondiente al escenario actual de olivar integrado y al resto de escenarios de transición

El análisis de la producción anual de los escenarios planteados mostró que los escenarios más productivos a lo largo del tiempo fueron los de gestión ecológica e integrada (alrededor de 27 M l de aceite de oliva al final de la simulación; Fig. 29), debido precisamente al escaso abandono de tierras cultivables mostrado por estas gestiones anteriormente. En este sentido, el nivel de producción final del escenario de gestión mixta fue intermedio (25 M l de aceite de oliva al final del período simulado). Sin embargo, mientras que es posible apreciar la presencia de un mayor nivel productivo al inicio de la simulación para los escenarios de intensificación, destacando la presencia de un pico temprano de producción máxima en los olivares de gestión altamente-intensiva, esta situación se vuelve transitoria debido a la rápida pérdida de tierras cultivables y a las limitaciones biológicas de este manejo agrario, lo que conduce, en términos generales, a una disminución progresiva de la producción a lo largo del tiempo hasta que se alcanzan valores inferiores, en términos comparativos, a los del resto de los escenarios (aproximadamente, 24 M l de aceite de oliva al final de la simulación).

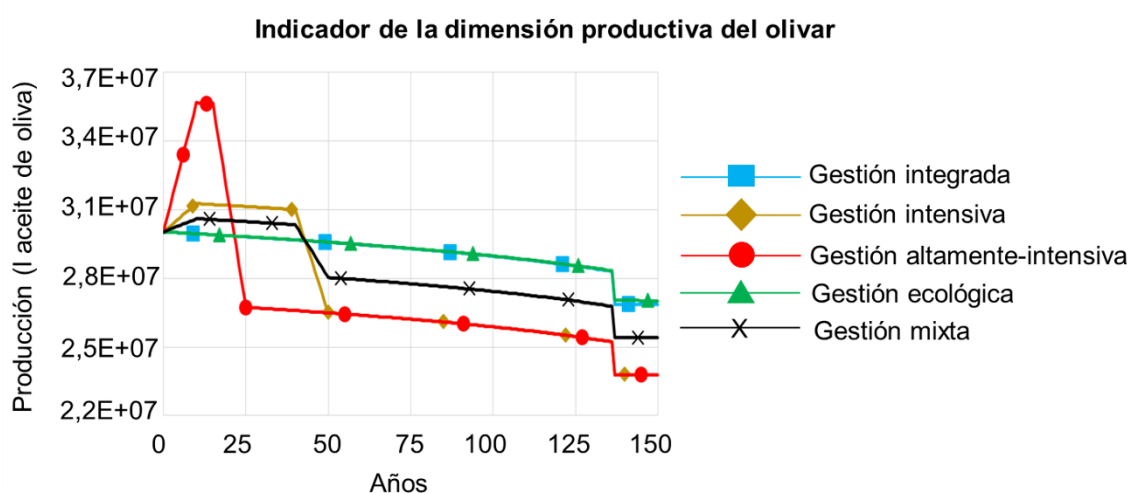


Figura 29 Producción, en litros de aceite de oliva, correspondiente al escenario actual de olivar integrado y al resto de escenarios de transición

En cuanto al análisis de la dimensión económica, es interesante evaluar los resultados económicos sin incorporar las subvenciones de la Política Agrícola Común (PAC), ya que el apoyo de este marco político y legislativo es una incertidumbre recurrente ante sus modificaciones. En la Figura 30a, sin estas subvenciones, los escenarios de intensificación alcanzan los niveles más bajos de beneficio a medio plazo, acercándose progresivamente a los umbrales de no rentabilidad a medida que la erosión disminuye la productividad y compromete la sostenibilidad de las zonas muy erosionadas. Por el

contrario, el escenario con manejo ecológico muestra la mayor viabilidad económica, seguido del escenario de gestión mixta. Por otro lado, al incorporar estas subvenciones al modelo, si bien se incrementa notoriamente el margen de beneficios de todas las gestiones olivareras, el orden de clasificación de la rentabilidad para los diferentes tipos de gestión del olivar no se ve modificado, y la contribución relativa a los beneficios de un aumento temprano de la producción de olivares más intensivos se hace aún menos notable (Fig. 30b).

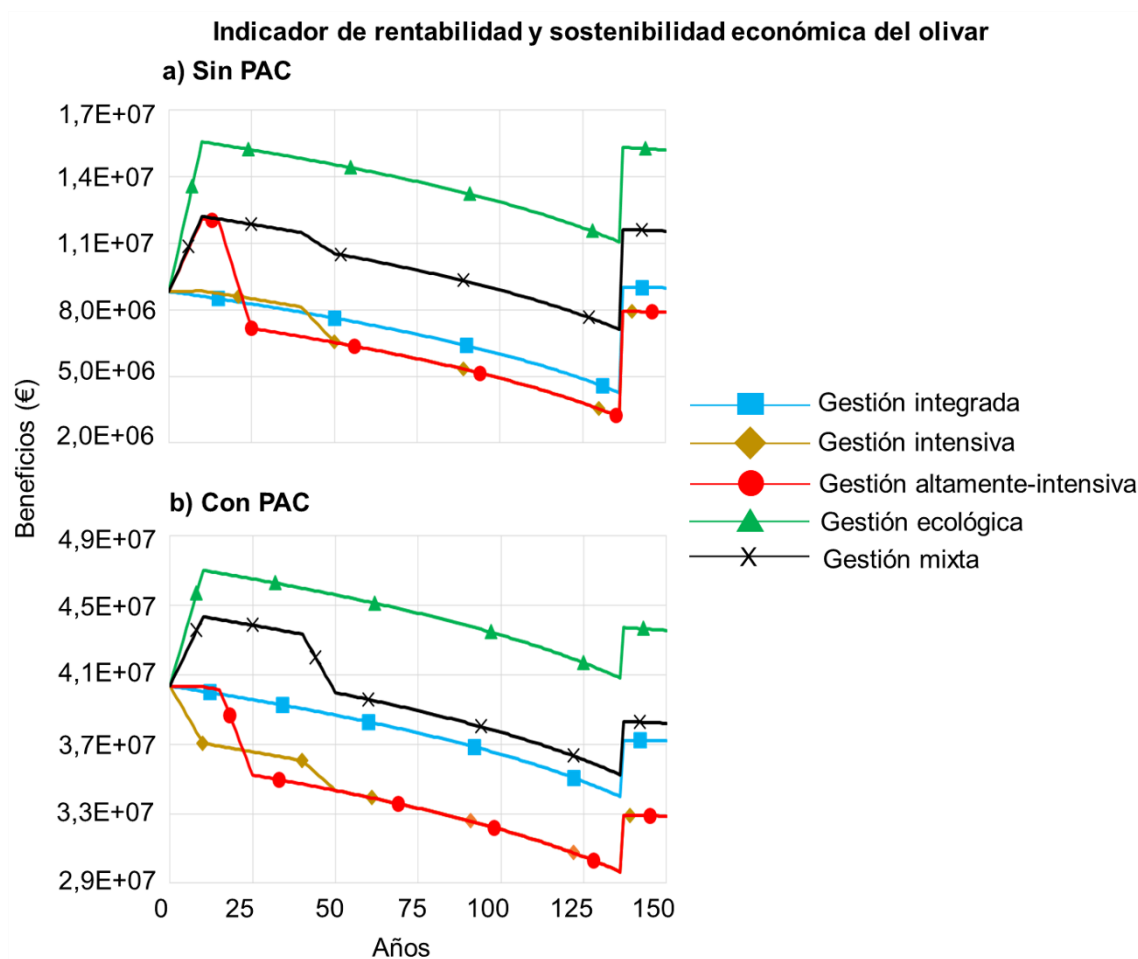


Figura 30 Evaluación de los beneficios económicos (€) sin subvenciones de la PAC (**a**), y con ellas (**b**), como indicador de rentabilidad y sostenibilidad económica del olivar a lo largo del período de simulación correspondiente al escenario actual y al resto de escenarios de transición

Finalmente, a partir de los datos de producción y de los beneficios acumulados a lo largo de la simulación (Tabla 11), se deduce que, en ambos casos, los escenarios correspondientes a las prácticas de intensificación son los menos rentables en el tiempo. Adicionalmente, el escenario con gestión ecológica, aún con un nivel de producción equiparable al del cultivo integrado, alcanza la mayor rentabilidad por el mayor precio

del aceite de oliva producido, mientras que la estrategia de explotación mixta se mantiene en un nivel intermedio.

Tabla 11 Datos acumulados en cuanto a rendimiento productivo (litros de aceite de oliva) y económicos (€), sin considerar las subvenciones de la PAC e incorporándolas al modelo, a lo largo del periodo simulado para todos los escenarios de gestión

Gestión	Integrada	Intensiva	Altamente-intensiva	Ecológica	Mixta
Producción acumulada (l de aceite de oliva)	4,37E+09	4,10E+09	4,05E+09	4,37E+09	4,23E+09
Beneficios acumulados sin PAC (€)	1,07E+09	9,62E+08	9,78E+08	2,05E+09	1,51E+09
Beneficios acumulados con PAC (€)	5,65E+09	5,08E+09	5,09E+09	6,64E+09	5,95E+09

1.4 Discusión

1.4.1 *Implicaciones multidimensionales de los procesos erosivos*

La aceleración de los procesos erosivos en el medio edáfico debido a las prácticas agrícolas presenta efectos multidimensionales sobre la sostenibilidad del olivar (López-Pintor et al. 2018), siendo una de sus principales consecuencias la reducción, o incluso la ausencia de rendimiento productivo de los cultivos. De hecho, en parcelas con erosión severa, la falta de rendimiento sería irreversible y tendría un impacto económico importante. En términos productivos, y acorde a las estadísticas de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) en 1995, Lal (2001) estimó que una pérdida de más del 10% de la producción mundial de alimentos presentaba como causa subyacente la erosión edáfica. En términos económicos, el coste total de la erosión del suelo fue de 45 billones de dólares al año (U\$ año⁻¹) a nivel europeo (Montanarella 2007), y de 5-66 U\$ ha⁻¹ año⁻¹ para España como caso de estudio (Hein 2007).

Los resultados en la región de *Estepa* mostraron que la producción olivarera y sus beneficios son dimensiones que pueden verse afectadas a causa de la aceleración de los procesos erosivos. Nuestros resultados mostraron que, en escenarios de gestión integrada e intensiva, una pérdida de entre el 12 y el 22 % de la tierra cultivable puede derivar en pérdidas económicas de entre 5 y 6 M€. Varios estudios han demostrado que en las tierras agrarias, la erosión del suelo se ve agravada tanto por el abandono como por la intensificación, prácticas asociadas en muchos casos al riego en zonas con elevadas pendientes (García-Ruiz y Lana-Renault 2011). Sin embargo, en el caso de *Estepa*, donde predominan los usos agrícolas en zonas de campiña (García-Brenes y Sanz-Cañada 2012),

el abandono de tierras agrícolas con graves problemas erosivos probablemente sería beneficioso en cuanto al grado de contribución de la región para con de ciertos servicios ecosistémicos de regulación, como la capacidad de secuestro de carbono y la formación o retención de suelo. Por otra parte, en los cultivos de olivar, se ha estimado que las prácticas agrícolas apropiadas (i.e. implementación de cubiertas vegetales, y minimización de arado y prácticas de laboreo) mejoran la retención edáfica y, especialmente, el secuestro de carbono (Mohamad et al. 2016; Rodrigo-Comino et al. 2017). Por el contrario, diversos estudios como el de Beaufoy (2001) han evidenciado un gran incremento de la diversidad agrícola (especialmente aves y polinizadores) y la persistencia de la estructura paisajística en las plantaciones abandonadas (silvestres) sin explotación agrícola.

Adicionalmente, estudios como el de Colacicco et al. (1989) estimaron que el costo de la erosión del suelo en la propia parcela de estudio suponían la mitad de los costes fuera de dicha parcela. Este hecho implica que los costes *in situ* (es decir, a escala de explotación) afectan directamente a las unidades económicas y de producción, repercutiendo sobre los servicios ecosistémicos de abastecimiento y culturales; mientras que los costes *ex situ* (i.e. a escala regional y mundial) tienen un impacto en el medio ambiente, la economía y la sociedad, afectando principalmente a los servicios ecosistémicos de regulación y abastecimiento debido a la exportación de productos. Teniendo en cuenta estos impactos, la importancia de conservar la productividad agronómica de las tierras agrícolas es vital para garantizar una seguridad alimentaria y una viabilidad económica a escala poblacional, siendo una de las principales demandas de la población hacia los sistemas agrícolas acorde al informe de la Comisión Europea Eurobarometer 2016 (CE 2016). Un problema apremiante para los sistemas socio-ecológicos de olivar, que merece cada vez más atención, es el efecto y las posibles consecuencias del cambio climático para estos paisajes. La región mediterránea, donde se concentra el 95% de estos cultivos, se verá especialmente afectada por los cambios climáticos previstos, y el aumento de la temperatura provocará un desplazamiento hacia el norte y el este de la zona de distribución óptima de los olivos (Ferrise et al. 2013). Específicamente en Andalucía, algunos de los efectos previstos debido al esperado cambio climático en un futuro medio (i.e. 100 años) son el avance de la floración del olivo en varias semanas (Galán et al. 2005); una pérdida progresiva en el gradiente altitudinal y de la extensión principal de los olivares que se fragmentará en parcelas más pequeñas (Roper et al. 2019); y una

reducción significativa de las precipitaciones junto con un aumento de la evapotranspiración potencial a finales de siglo, viéndose reducido de este modo el rendimiento de estos sistemas (Gómez et al. 2014b).

1.4.2 Escenarios de gestión

Dentro de la generación de escenarios alternativos de gestión olivarera con la intención de encontrar una opción equilibrada desde un punto de vista productivo, económico y ambiental, se apreció que con el mantenimiento de un escenario basado en la continuidad de la gestión integrada del olivar a escala de explotación en la comarca de *Estepa*, el abandono de superficie cultivada de olivar fue moderado. Dicho abandono es la consecuencia inmediata del mayor riesgo de erosión como causa de alteración de la fertilidad del suelo, el rendimiento de los cultivos y la rentabilidad de los agricultores (Kosmas et al. 1997). Si bien este problema es frecuente en el olivar andaluz (Fleskens y Stroosnijder 2007), en la Comarca de *Estepa* la tasa actual de abandono de tierras es relativamente baja (Rescia et al. 2017), debido a la existencia de prácticas agrícolas en el manejo integrado que contribuyen a reducir la magnitud de los procesos erosivos (Zuazo y Pleguezuelo 2009). Los agricultores del área de estudio realizan tratamientos (i.e. poda y tala) a los olivos aportando materia orgánica al horizonte edáfico fértil junto a ramas y hojas para proteger el suelo (i.e. coberturas vegetales inertes). Además, los agricultores a menudo utilizan cubiertas vegetales vivas (naturales o implantadas) para mitigar los efectos nocivos de la erosión (Montgomery 2007; Wezel et al. 2009). Debido a este tipo de prácticas agrarias llevadas a cabo en la gestión integrada, en el escenario de transición hacia un tratamiento más agroecológico del cultivo del olivo, la extensión de las áreas abandonadas es similar al escenario actual, dado que el tipo de prácticas agrícolas llevadas a cabo es similar. En este sentido, el principal objetivo de la gestión ecológica es obtener alimentos de alta calidad que promuevan el desarrollo agrícola sostenible, promoviendo el mantenimiento de una cubierta vegetal natural o implantada y controles estrictos para evitar el uso de agroquímicos (Egea y y Pérez 2016). Por tanto, las opciones de gestión integrada y ecológica, en la medida en que el 12% del abandono de tierras cultivables es aceptable a largo plazo, pueden considerarse sostenibles en la Comarca de *Estepa*, configurando escenarios más viables en el tiempo que las opciones de gestión intensiva del olivar.

De este modo, las tasas de abandono en los escenarios intensivo y altamente-intensivo fueron más elevadas. Estas opciones de manejo requieren altos insumos energéticos (i.e. agroquímicos, mano de obra y maquinaria), lo cual conlleva graves repercusiones ambientales a escala de paisaje, destacando la aceleración de los procesos erosivos del suelo y una mayor contaminación difusa terrestre y atmosférica (Martínez et al. 2006; Montgomery 2007; Pinay y Hannah 2009). Además, el proceso de intensificación de la agricultura en Europa ha llevado a una simplificación espacial de los paisajes agrícolas acompañada de una pérdida de biodiversidad y una reducción de la capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios (Flohre et al. 2011; Ribeiro et al. 2016). Estudios como el de Tilman et al. (2002) destacaron cómo la aplicación de fertilizantes y pesticidas aumenta la concentración de nutrientes y toxinas en las aguas subterráneas y superficiales, afectando a los servicios ecosistémicos de regulación y culturales (i.e. purificación del agua, pesca, valores recreativos y hábitats acuáticos). Los efectos sobre la regulación de los servicios relacionados con los aspectos acuáticos tienden a ser más graves en la región mediterránea, caracterizadas por presentar suelos pobres y altos niveles de estrés hídrico, especialmente en los cultivos de olivar (Caraveli 2000; Metzidakis et al. 2008). De hecho, la intensificación de los olivares otorga mayor importancia al nivel productivo de la explotación que a las repercusiones ambientales de la gestión del suelo y, por lo tanto, las prácticas de protección edáficas no son habituales en estos manejos agrarios (Hernández et al. 2010; Flohre et al. 2011).

Finalmente, en el escenario propuesto de gestión mixta, que presenta un manejo a escala de paisaje basado en la combinación espacial de diferentes tratamientos, la proporción de tierras de cultivo abandonadas durante el período simulado es intermedia entre las opciones más ecológicas y las más intensivas. Dicho escenario permite mantener una producción aceptable, siendo un objetivo lógico de los agricultores, cuyo nivel de vida depende del nivel productivo de sus explotaciones (M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018; Tilman et al. 2002). Por tanto, este tipo de gestión podría responder a las últimas tendencias sostenibles de la PAC, uno de los principales impulsores de las prácticas agrícolas en Europa, para favorecer gradualmente a los agricultores con subvenciones que están sujetas a un cierto tipo de ordenación territorial asociada a formas de gestión agrícola respetuosas con el medio ambiente (Petersen y Snapp 2015; Pittelkow et al. 2015; Raymond et al. 2016). De hecho, acorde a los resultados, la inclusión de las subvenciones de la PAC aumenta considerablemente la rentabilidad económica de los

olivares, destacando el escenario de la gestión ecológica como el más rentable debido al elevado precio de venta del aceite ecológico (véase Palese et al. 2013). No obstante, este hecho no debe ser tomado como un resultado absoluto, siendo simplemente una tendencia de mercado que puede variar dependiendo de la cantidad de aceite ecológico que se produzca a nivel mundial y acorde a la evolución de su demanda. Específicamente en la región de *Estepa*, la ordenación del territorio combinando diferentes tipos de gestión permitiría un equilibrio entre la producción y los impactos ambientales y, por lo tanto, un rendimiento económico adecuado para los agricultores, así como beneficios ecológicos. Estudios anteriores como el de García-Brenes y Sanz-Cañada (2012) o el de Rescia et al. (2017) demostraron la importancia de las subvenciones medioambientales apoyadas por la PAC en la rentabilidad de los paisajes agrícolas de olivar. Sin embargo, sería aconsejable que estos subsidios fueran más específicos, es decir, orientados al manejo ecológico y enfocados en la multifuncionalidad agraria y oferta de servicios ecosistémicos (Ezzine-de-Blas et al. 2016; Guerra et al. 2016). De esta manera, los agricultores tendrían incentivos económicos para valorar la transformación de sus explotaciones y aumentar sus beneficios, y a escala de los sistemas socio-ecológicos, la sociedad percibiría un espectro más amplio de servicios por parte de estos sistemas.

1.5 Consideraciones finales y reflexiones políticas

Las conclusiones derivadas de este estudio no deben ser interpretadas como argumentos categóricos, constituyendo únicamente el resultado de organizar de forma lógica y hacer operativos los conocimientos disponibles sobre los agroecosistemas de olivar. El modelo desarrollado debe considerarse como una aproximación hacia la generación de una herramienta útil para realizar deducciones y predicciones, además de establecer una base para un diseño de gestión orientado a garantizar la sostenibilidad de los cultivos olivareros en la región andaluza dentro de un contexto donde en futuros estudios deben considerarse los efectos previstos del cambio climático para el desarrollo de políticas de conservación más resilientes y sostenibles para la producción, asumiendo la incertidumbre inmanejable y poco confiable de los cambios meteorológicos previstos, y sus múltiples influencias sobre las exigencias del olivo y su zona de distribución.

No obstante, los resultados evidenciados por el modelo de simulación generado predicen que la tasa de abandono agrario más elevada mostrada por los agricultores se produciría en una situación de gestión intensiva o altamente-intensiva, alcanzándose un abandono

del 22% de la superficie cultivada. Por otra parte, dicha tasa se reduciría casi en un 50% en aquellos escenarios de gestión ecológica o integrada, elevándose a un 17% en el escenario diseñado de gestión mixta. De este modo, se estimó una mayor pérdida de tierras productivas y pérdida de beneficios a corto y mediano plazo en los cultivos más intensivos, y se encontró el máximo retorno económico para el manejo ecológico u orgánico, que podría complementarse monetariamente con subsidios ambientales como los correspondientes a prácticas agronómicas de manejo del paisaje y los pagos por servicios ecosistémicos contemplados en la actual Política Agrícola Común dentro del Régimen Obligatorio y el Pago Verde.

Estas iniciativas contribuirían a la persistencia de los olivares y sus servicios ecosistémicos asociados en la Denominación de Origen Protegida y Comarca de *Estepa*, considerando que los escenarios con gestión ecológica han demostrado ser más sostenibles en el tiempo sin evidenciar una elevada dependencia de los subsidios económicos externos. Por otra parte, el escenario mixto propuesto, que combina diferentes estrategias de gestión, podría permitir un equilibrio económico y ambiental sólido y estable, donde el pago de subsidios ambientales permitiría la conservación de la biodiversidad en las áreas abandonadas sin explotación agrícola. Así se contribuiría a la provisión de servicios ecosistémicos de regulación, armonizando la producción agrícola y la conservación de la naturaleza, pudiendo consolidarse el olivar como un paisaje multiservicios.

CAPÍTULO 2*

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA EDÁFICA Y ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DEL RIEGO EN LA SOSTENIBILIDAD ECOLÓGICA Y ECONÓMICA DEL OLIVAR INTEGRADO DE LA COMARCA DE *ESTEPA* (ANDALUCÍA, ESPAÑA)

* Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia A (2019) Ecological and economic sustainability in olive groves with different irrigation management and levels of erosion: a case study. Sustainability 11(17):4681. <https://doi.org/10.3390/su11174681>. Disponible en Anexo 2

2.1 Introducción

Los paisajes de olivar son sistemas socio-ecológicos característicos de ambientes mediterráneos (Grove y Rackham 1993; López-Pintor et al. 2018), presentando una amplia expansión y representatividad en España, donde su superficie alcanza más de 2.5 M ha de la Superficie Agraria Útil (INE 2013). De forma más concreta a nivel regional y a una menor escala, estos paisajes de olivar conforman sistemas multifuncionales en Andalucía, con una superficie de 1,5 M ha, donde destaca su aporte esencial de servicios ecosistémicos (SE) hacia la sociedad (Martín-López et al. 2011; Martínez-Sastre et al. 2017). En este sentido es preciso mencionar la elevada producción de aceituna y aceite de oliva en España, cuyo nivel productivo durante las últimas 5 campañas (años 2012/2013-2016/2017) presenta un valor promedio de 1,19 M t año⁻¹ de aceite acorde al informe técnico del Consejo Oleícola Internacional (COI) en 2018 (Aparicio y Luna 2002; INE 2014, Sastre et al. 2017). Además, al igual que sucede en numerosos paisajes de matriz agrícola con una heterogeneidad de hábitats y ecotonos elevada, se ha detectado que los sistemas oleícolas son un gran reservorio de biodiversidad (Granado-Díaz et al. 2018; y Pérez et al. 2019).

Pese a la elevada importancia para la sociedad de los sistemas de olivar, gradualmente, a partir de la entrada en vigor de la Política Agrícola Común (PAC) en 1957 (Van Zanten et al. 2014; Spoerer 2015), muchos sistemas agrarios tradicionales de la Unión Europea evolucionaron hacia una situación comprometida de vulnerabilidad económica o de elevada dependencia de su rentabilidad para con los subsidios otorgados por parte de la Unión Europea (Salazar-Ordóñez et al. 2013; Taguas y Gómez 2015; Sayadi et al. 2017). Ante esta incertidumbre en cuanto a la sostenibilidad de los cultivos de olivar en las zonas mediterráneas y, en particular, en España, las políticas de gestión olivarera han mostrado dos tendencias basadas en el abandono de las explotaciones ante la merma de beneficios económicos, o la intensificación del empleo de *inputs* energéticos (i.e. herbicidas y pesticidas orgánicos o de síntesis química) para, junto al incremento de la densidad de plantación y la adopción de mejoras tecnológicas e inclusión de riego, incrementar la producción de los cultivos (Gómez Limón y Riesgo 2004; Palese et al. 2009; Villanueva et al. 2014). Sin embargo, a pesar de esta intensificación y especialmente la implantación de estructuras de regadío, existen múltiples estudios como el de Gómez-Limón y Riesgo (2010) o el de Rescia et al. (2017), que muestran una preocupante situación de la sostenibilidad del olivar a largo plazo.

En este sentido, aunque los sistemas de olivar han conformado tradicionalmente paisajes agrícolas de secano (Lozano-García et al. 2011; Martínez et al. 2011), siendo plantaciones adaptadas períodos de sequía estival y estrés hídrico (Connor 2005), en los últimos 50 años, la incorporación de riego a estos cultivos se ha visto maximizada con una finalidad meramente productiva (Loumou y Giourga 2003; Ali y Talukder 2008). Así, los olivares en Andalucía gestionados bajo riego han pasado de representar el 5% de la superficie agraria, a conformar el 34.7% (Gómez-Calero 2010b; BOJA 2015b). Sin embargo, este incremento de la superficie regada, si bien ha aumentado a corto plazo el nivel productivo de las explotaciones, ha conllevado una serie de externalidades negativas e impactos medio ambientales, como el empeoramiento de los problemas de erosión edáfica o contaminación difusa en el olivar (Palese et al. 2009; Gómez-Limón y Riesgo 2010), factores que han afectado a la sostenibilidad ecológica de estos sistemas. Para la erosión edáfica como indicador de sostenibilidad ambiental del olivar andaluz, se ha evidenciado un incremento en la pérdida de suelo promedio, pasando de presentar valores de 19 t ha año⁻¹ en la década de 1950, a valores muy variables en la actualidad que oscilan entre las 23-184 t ha año⁻¹ (BOJA 2002; Gómez et al. 2014a).

La intensificación de los cultivos de olivar, al igual que su abandono, presenta consecuencias ambientales y socioeconómicas indeseadas. Desde el punto de vista económico-productivo y social, el abandono rural da lugar a la pérdida total de rentabilidad y a una inestabilidad de la estructura social existente (i.e. pérdida de cohesión), junto a un aumento de biomasa y matorralización del medio, incrementando el riesgo de incendios (Lasanta et al. 2006; Mann y Wüstemann 2008). Por otra parte, el aumento de productividad por intensificación incrementa la renta agraria pero, en general, este beneficio económico va acompañado de múltiples perjuicios ambientales (i.e. externalidades negativas) (Parrot y Meyer 2012; López-Pintor et al. 2018). La intensificación de las prácticas agrícolas agrava las consecuencias derivadas de los procesos erosivos (Caraveli 2000; Allen et al. 2006; Martínez et al. 2006), y, en muchos casos, se produce adicionalmente una homogenización espacial debido a la implantación de extensos monocultivos afectando negativamente a la biodiversidad (Tscharntke et al. 2005; Nekhay et al. 2009a, b).

Esta situación derivada de los cambios de gestión que vienen sufriendo los olivares, especialmente la intensificación como consecuencia de la aplicación de agroquímicos (i.e. herbicidas y pesticidas) junto a la implementación de regadío, evidencia la necesidad de

buscar políticas de gestión de estos paisajes agrícolas cuyo objetivo sea promover un manejo adecuado del suelo que permita maximizar la viabilidad de estos sistemas en el tiempo, tanto desde un punto de vista ambiental de sostenibilidad ecológica como desde un punto de vista de rentabilidad y sostenibilidad económica, retrasando el avance de los procesos erosivos y sus consecuencias (Gómez et al. 2003; Milgroom et al. 2007; Gómez et al. 2009; Zuazo y Pleguezuelo 2009). A pesar de esta necesidad, existen escasos estudios que cuantifiquen las consecuencias de la erosión, asociada a la implantación del regadío, sobre el medio edáfico y su impacto sobre la rentabilidad económica de los cultivos olivareros. En este sentido, teniendo en cuenta las restricciones que ocasionará el cambio climático sobre la disponibilidad del recurso hídrico en un futuro cercano (Gómez et al. 2014b; Tanasijevic et al. 2014), y siendo el sistema biofísico la base sobre la que se sustenta cualquier agrosistema (Figueiredo et al. 2002), urge estudiar la relación entre erosión, riego y rentabilidad en los paisajes agrícolas de olivar.

A partir de este objetivo general, los objetivos específicos para el que se empleó como caso de estudio la comarca olivarera de *Estepa*, en la región de Sevilla, Andalucía fueron:

- a) caracterizar, mediante el análisis de múltiples variables físico-químicas, los suelos de la Comarca estudiada considerando diferentes estados erosivos y modelos de gestión integrada, pudiendo saber si la introducción de riego ha derivado en algún tipo de impacto edáfico (i.e. mayor degradación de los horizontes del suelo, mayor compactación del medio debido a una mayor intensificación del cultivo o mayor concentración de fertilizantes o indicadores de contaminación edáfica); y
- b) comparar, mediante proyecciones a medio y largo plazo y a través de los diferentes estados erosivos del suelo, las potenciales consecuencias productivas y económicas de la erosión y de la aplicación del riego con relación a los olivares de secano.

Finalmente, se valoró la sostenibilidad del cultivo olivarero basada en las propiedades edáficas y la rentabilidad analizadas.

2.2 Materiales y métodos

2.2.1 *Caracterización del área de estudio*

Se escogió el agrosistema de olivar perteneciente a la Comarca de *Estepa*, situada en Sevilla, Andalucía, región del suroeste de España, correspondiendo a la Denominación de Origen Protegida (DOP) del mismo nombre (Fig. 31).

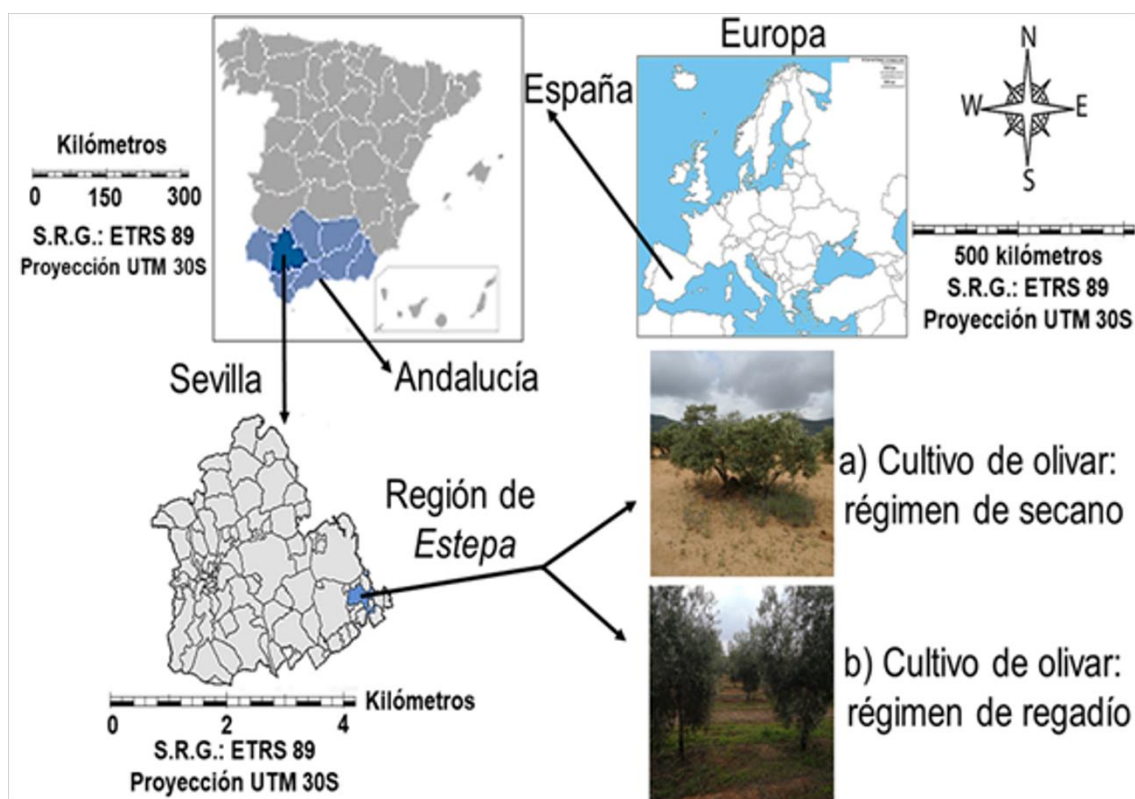


Figura 31 Localización geográfica de la Comarca de *Estepa*, donde es predominante la gestión integrada del olivar en secano (a), con una minoría de parcelas con riego (b)

En dicha Comarca, que cuenta con casi 40.000 ha de olivar junto a otras 20.000 ha que comprenden otros usos agrícolas y relictos de vegetación (Guzmán Álvarez 2004; Rescia et al. 2017), los olivares se sitúan entre los 200-800 msnm, bajo un clima mediterráneo templado con temperatura media de 17,5 °C y una pluviometría anual de 477 mm (BOJA 2016). Los suelos de esta región presentan una profundidad comprendida entre los 30-150 cm, con un sustrato predominantemente calizo de pH alcalino y textura franca, situándose los olivares sobre suelos Albarizos con materiales calcáreos (BOE 2004; Guzmán Álvarez 2004).

Por otra parte, el olivar de esta región se gestiona, en su mayoría, de forma certificada integrada, contando con una densidad de plantación que oscila entre los 100-500 árboles ha⁻¹ y permitiéndose el uso de abonos de síntesis química de forma regulada por Agencias Técnicas de Control, donde destaca el papel desempeñado en la región por las agrupaciones de cohesión social como las Asociaciones de Producción Integrada (APIs) o las Agrupaciones para Tratamientos Integrados en la Agricultura (ATRIAs). Mientras que la mayoría del olivar se cultiva bajo régimen integrado de secano (i.e. alrededor de un 90%), se ha implantado riego de tipo deficitario en el 10% restante (Martínez et al. 2011; BOJA 2016).

2.2.2 Diseño experimental y procesamiento de muestras

Dada la existencia de dos prácticas agrarias diferenciadas (i.e. secano y regadío) dentro de la tipología de gestión integrada mayoritaria evidenciada en la Comarca de *Estepa* se realizó un muestreo estratificado en el área de estudio acorde a la tipología del manejo agrario y el estado erosivo del territorio muestreado.

En este sentido, el área de estudio se clasificó acorde a la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) y el modelo USLE-RUSLE (Wischmeier y Smith 1961; Diodato 2006). Para la consecución de estas estimaciones, se empleó la cartografía catastral procedente del Gobierno de la Junta de Andalucía (IECA 2018), del Sistema de Información sobre Ocupación del suelo de España (SIOSE 2011) y diversos criterios bibliográficos, siguiendo especialmente el de Moreira-Madueño (1991), y el informe técnico del MAPAMA (2017) en cuanto a la estipulación de los estados erosivos. En la Tabla 12 se muestran los parámetros del modelo adaptados y calibrados para el olivar integrado de la Comarca de *Estepa*, siguiendo fundamentalmente los criterios de Gómez et al. (2003); Gisbert-Blanquer et al. (2012); y Sánchez Escobar (2015):

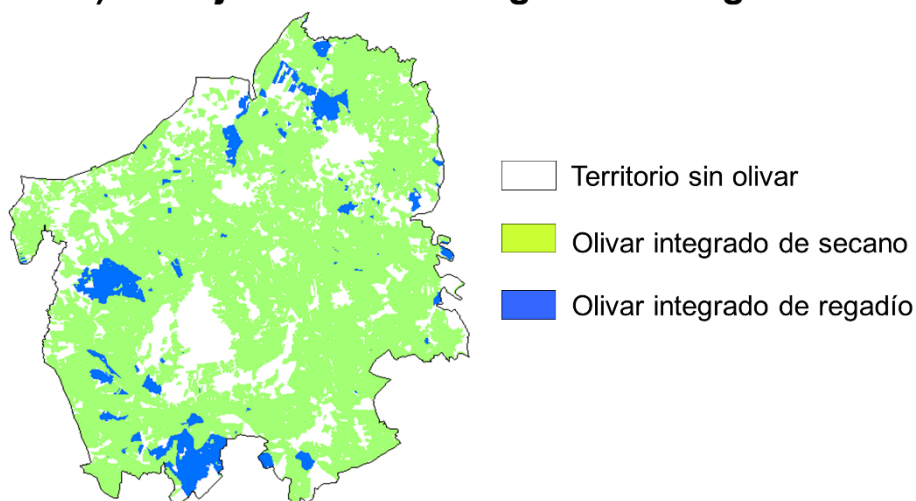
Tabla 12 Clasificación del olivar de *Estepa* en niveles erosivos acorde al modelo USLE-RUSLE, especificando los valores de erosividad de lluvia (R), erodabilidad del suelo (K), longitud y grado de la pendiente (LS), implementación de coberturas edáficas (C), y prácticas de laboreo (P)

Estado erosivo	Territorio de olivar en ha (%)	Factores					A (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
		R (J ha ⁻¹)	K (Mg J ⁻¹)	LS	C	P	
Nulo	22.494 (57.00)	109,7	0,82	0,00 (0%)	0,16	1	---
Leve	8366 (21.20)	109,7	0,89	0,18 (3%)	0,16	1	2,81
Moderado	3828 (9.70)	109,7	0,56	0,70 (7%)	0,16	1	6,88
Severo	4775 (12.10)	109,7	0,95	2,20 (15%)	0,16	1	36,68

De este modo se establecieron cuatro estados erosivos para el olivar estudiado (Fig. 32a, b), siendo:

- erosión nula (0 t ha⁻¹ año⁻¹), con 22.494 ha;
- erosión leve (2,81 t ha⁻¹ año⁻¹), con 8366 ha;
- erosión moderada (6,88 t ha⁻¹ año⁻¹), con 3828 ha, de las cuales 1755,90 ha cuentan con riego deficitario (Martínez et al. 2011); y
- erosión severa (36,68 t ha⁻¹ año⁻¹), con 4775 ha, de las cuales 2190.34 ha están bajo riego deficitario (Martínez et al. 2011).

a) Manejos dentro de la gestión integrada del olivar



b) Estados erosivos

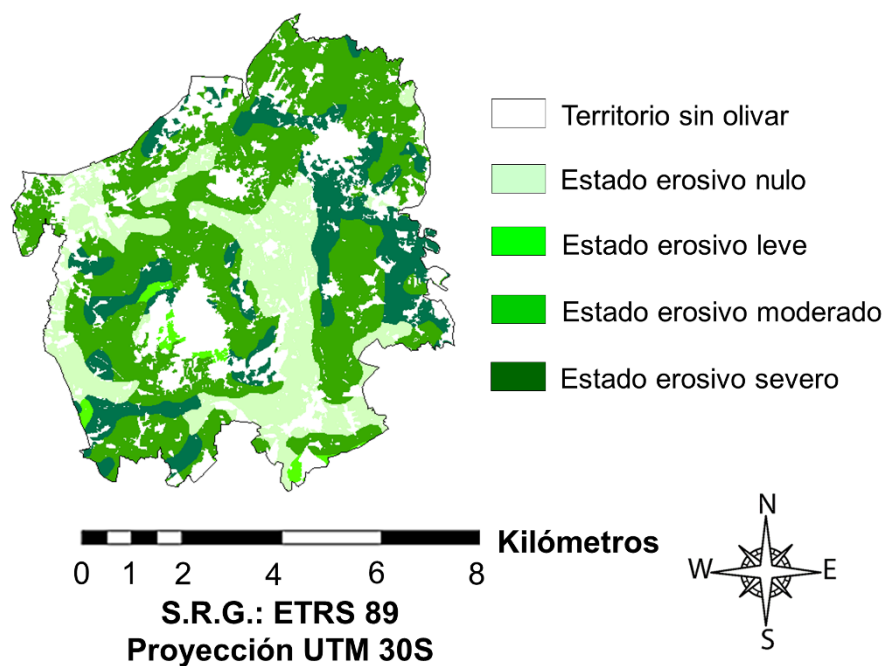


Figura 32 Representación cartográfica del cultivo de olivar en la Comarca de *Estepa*, indicando los manejos de secano y regadío presentes en la zona (a), y los estados erosivos característicos en el área de estudio (b), siendo: nulo, leve, moderado, y severo

Aunque existió una representatividad de parcelas de olivar integradas de secano en todos los niveles erosivos estipulados, solamente se ubicaron explotaciones olivareras integradas con riego para los estados erosivos moderado y severo, obteniendo de esta manera 6 tratamientos (Fig. 33). Considerando como limitaciones su accesibilidad y carácter público, se muestrearon aleatoriamente 4 parcelas dentro de cada nivel erosivo y gestión, obteniendo un tamaño muestral total de $n = 24$ parcelas (coordenadas de cada punto de muestreo disponibles en Anexo 3):

Puntos de muestreo

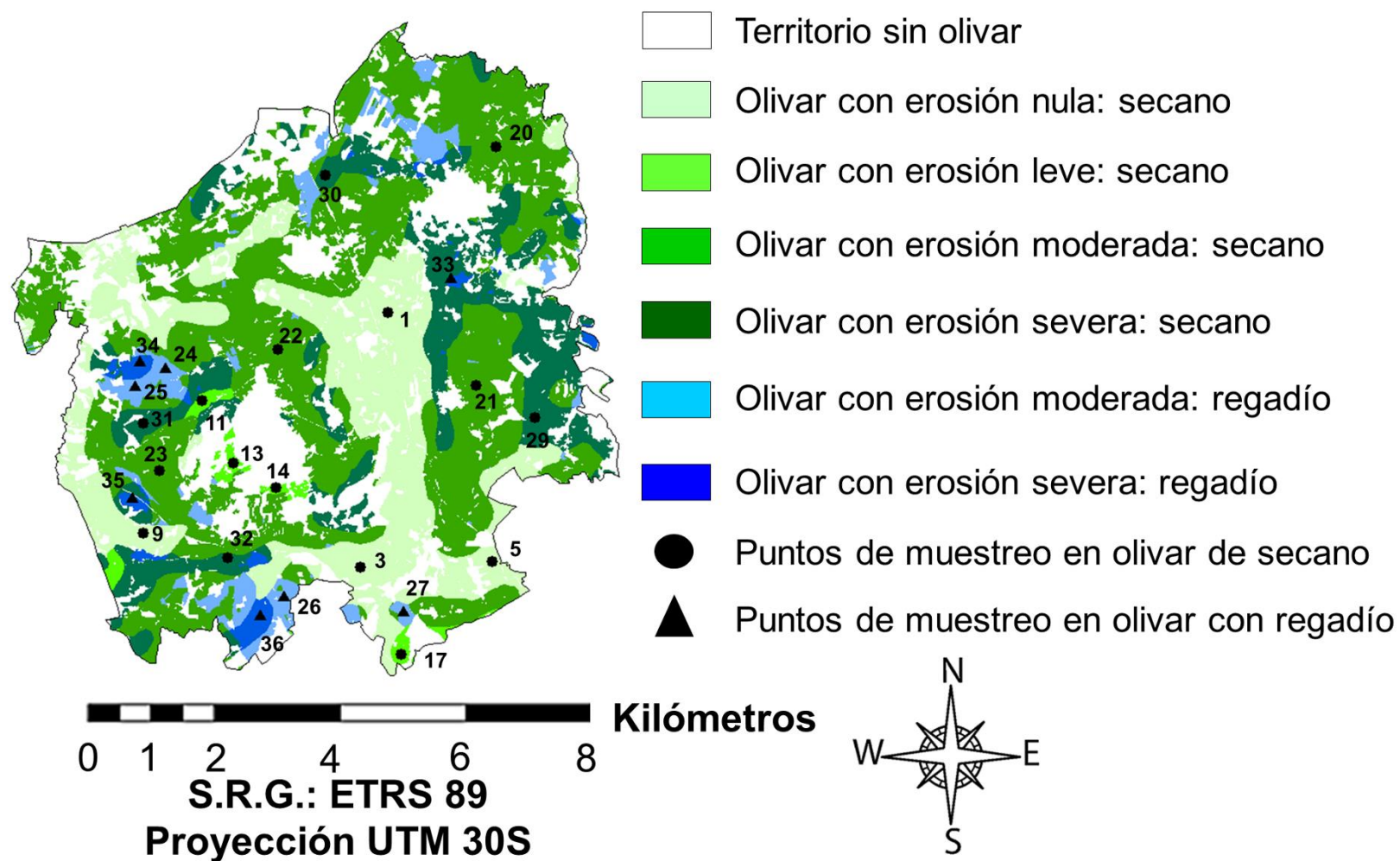


Figura 33 Mapa de la Comarca de *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España), donde se ubican los puntos de muestreo (i.e. parcelas) analizados pertenecientes a los distintos manejos agrarios (i.e. olivar integrado de secano o regadío) y estados erosivos (i.e. nulo, leve, moderado, y severo)

En cada parcela muestreada se estableció un transecto de un kilómetro de longitud en el que se tomaron tres muestras de suelo equidistantes utilizando una sonda de peso 112,40 g y volumen 141,372 cm³, además de estimar la profundidad del suelo utilizando una sonda edáfica. Siguiendo el criterio de Helson et al. (2017), las muestras obtenidas fueron secadas a 105 °C durante 24 horas para, posteriormente, calcular su densidad aparente obteniendo un dato final por nivel erosivo evaluado (Ec. 8):

$$Dap = Mss \cdot V_i^{-1} \quad (8)$$

donde *Dap*: densidad aparente del suelo (g cm⁻³); *Mss*: masa de suelo seco de la muestra (gr); *V_i*: volumen inicial de la muestra obtenida (cm³).

Las muestras secas se tamizaron a 2 mm, obteniendo el porcentaje medio de fracciones finas y gruesas del suelo (partículas edáficas inferiores y superiores a 2 mm respectivamente), además de estimar el porcentaje de gravas comprendido en las muestras (i.e. partículas comprendidas entre 2 mm y 6 cm). A partir de la fracción de suelo menor a 2 mm se calculó la estructura del suelo (Narayanan y Ramamurthy 2000). Para ello se estimó la porosidad (i.e. cantidad total de poros), humedad (i.e. cantidad de poros con agua) y aireación (i.e. cantidad de poros con aire) para cada nivel muestral (i.e. tratamiento), empleando las Ecuaciones 9-12, donde los pesos (P) se expresan en gramos y los volúmenes (V) en cm³:

$$\begin{aligned} \frac{P_{sonda + muestra} - P_{sonda}}{P_{bandeja + muestra} - P_{bandeja}} &= \frac{PSH}{PSS} \quad \left\{ \begin{aligned} PSH - PSS &= P_{agua} \\ \frac{P_{agua}}{PSH} \cdot 100 &= \% Humedad \end{aligned} \right. \quad (9) \end{aligned}$$

donde *PSH*: peso del suelo húmedo (g); *PSS*: peso del suelo seco (g).

De este modo se obtuvo el porcentaje de humedad de los suelos muestreados. Para el cálculo de la porosidad, se procedió a la saturación completa de las muestras mediante la adición de agua destilada en recipientes previamente pesados:

$$\begin{aligned} P_{recipiente con muestra + agua} - P_{recipiente} - PSS &= P_{agua añadida} \\ \text{como } \text{Densidad}_{agua} &= 1 \text{ g ml}^{-1}; \text{ entonces: } P_{agua} = V_{agua} \quad (10) \end{aligned}$$

Por tanto:

$$\begin{aligned} \frac{V_{Total} - V_{agua}}{V_{sonda} - VSS} &= \frac{VSS}{V_{poros}} \rightarrow \frac{V_{poros}}{V_{sonda}} \cdot 100 = \% Porosidad \quad (11) \end{aligned}$$

donde *VSS*: volumen de suelo seco (cm³).

Finalmente, la aireación del suelo se calculó, acorde a la Ecuación 12, como la diferencia entre los porcentajes de porosidad y humedad (Narayanan y Ramamurthy 2000).

$$\% \text{ Aireación} = \% \text{ Porosidad} - \% \text{ Humedad} \quad (12)$$

Se realizó un perfil textural del suelo muestreado empleando el método Bouyoucos de determinación granulométrica del suelo, siguiendo el criterio USDA (arenas: 2 mm-50 μm ; limos: 50 μm -2 μm ; arcillas: < 2 μm) (Bouyoucos 1951). Así se obtuvo el porcentaje medio de arenas, limos y arcillas para tratamiento, pudiendo estimar el porcentaje medio de fracciones finas (i.e. limos y arcillas) existente en el suelo. Mediante el empleo de un triángulo de texturas se determinó la textura predominante de cada tratamiento estudiado (Vaezi et al. 2016).

A partir del valor medio de profundidad útil del suelo (cm) se calculó, para cada nivel erosivo, el peso de suelo por hectárea siguiendo la Ecuación 13 (Moreira-Madueño 1991):

$$W_j = 100 \cdot A_j \cdot Dap_j \quad (13)$$

donde W_j : peso de suelo por unidad de superficie del estado erosivo j (t ha^{-1}); A_j : altura/profundidad del suelo del estado erosivo j (cm); Dap_j : densidad aparente del suelo del estado erosivo j (g cm^{-3}).

Por otra parte, en cuanto a indicadores químicos se midieron el pH y la conductividad eléctrica (EC, en $\mu\text{S cm}^{-1}$) de los suelos en disolución acuosa con la finalidad de conocer acidez/basicidad y estimar la cantidad de sales solubles en el mismo (Stadler et al. 2015). Adicionalmente se estimó el contenido de materia orgánica del suelo como indicador de fertilidad edáfica (Laudicina et al. 2015), calculando previamente mediante colorimetría con dicromato potásico el porcentaje de carbono en las muestras. De este modo, al presentar ambas variables una correlación lineal positiva, el porcentaje en materia orgánica se estimó mediante el empleo de una recta patrón (Ec. 14):

$$MO = 1,724 \cdot C \quad (14)$$

donde MO : materia orgánica de la muestra (%); a : coeficiente adimensional de variación entre la materia orgánica y el carbono orgánico siendo igual a 1,724; C : carbono orgánico presente en la muestra (%).

Como indicadores de actividad enzimática del medio edáfico se estimaron, mediante colorimetría, las concentraciones de β -glucosidasa ($\mu\text{mol pNF (p-nitrofenol) g}^{-1} \text{ h}^{-1}$),

enzima involucrada en el ciclo de carbono y la mineralización de la materia orgánica, descomponiendo carbohidratos a azúcares como recurso para los microorganismos del medio (Acosta-Martínez et al. 2003); y fosfatasa ácida ($\mu\text{mol pNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), enzima relacionada con el ciclo del fósforo encargada de transformar el fósforo orgánico a fosfatos asimilables por los organismos vegetales como nutriente primario involucrado en su desarrollo (Adetunji et al. 2017).

Finalmente, como indicadores de contaminación difusa y condicionantes del índice de productividad del suelo (Duan et al. 2009; Cuoco et al. 2015; Varekar et al. 2015), se evaluó la presencia de nitratos y fosfatos mediante colorimetría (ppm), y de potasio mediante fotometría de llama ($\mu\text{g g}^{-1}$).

2.2.3 Datos productivos y económicos del olivar

A partir de la realización de encuestas personales realizadas a cada propietario de las parcelas muestreadas ($n = 24$), se obtuvieron datos referentes a la estructura agrícola de cada explotación como la densidad de plantación y el rendimiento del cultivo, además de datos económicos relacionados con el precio de venta del producto obtenido, la cuantía de las subvenciones percibidas y los costes de la explotación (modelo de encuesta disponible en Anexo 4).

A partir de los valores medios procedentes de estos datos se realizaron proyecciones a largo plazo (i.e. 150 años) sobre el nivel productivo y el grado de rentabilidad económica por hectárea del olivar según su manejo (i.e. secano o regadío) y estado erosivo. Tomando como base el modelo publicado por Gómez et al. (2014a), se empleó una ecuación calibrada experimentalmente para la Comarca de *Estepa* (Ec. 15) a partir de los muestreos empíricos realizados y diversas fuentes bibliográficas (BOE 2004; BOJA 2016; SEISnet 2019), asumiendo un descenso en productividad en el tiempo por el efecto negativo de la erosión:

$$Producción_{(t)} = P_i \cdot (c_1 + c_2 \cdot \ln(W_j - Er_j \cdot t) + c_3 \cdot (\ln(W_j - Er_j \cdot t))^2) \quad (15)$$

donde *Producción* (*t*): producción del manejo *i* (i.e. secano o regadío) en tiempo *t* (t ha^{-1}); c_1 , c_2 , y c_3 : constantes específicas del área de estudio dependientes de la precipitación anual y el tipo de suelo, siendo 0,7388, -0,3471 y 0,0401 respectivamente (adimensionales); P_i : producción inicial ($t = 0$) del manejo *i* (i.e. secano o regadío) (t ha^{-1}).

¹); W_j : peso de suelo correspondiente al estado erosivo j ; Er_j : tasa de erosión propia del estado erosivo j ; t : tiempo de simulación (años).

Para la realización de las proyecciones temporales, se tuvieron en cuenta tres asunciones permanentes durante todo el período simulado:

- a) el olivar es, actualmente, susceptible de la recepción de las subvenciones de la PAC con cualquier tipo de gestión (BOJA 2015b);
- b) el rendimiento promedio de la extracción de 1 l de aceite oscila anualmente entre un 18 – 21% (AEMO 2012), tomándose como dato general para la Comarca de estudio un rendimiento medio del 19% (M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018); y
- c) acorde al criterio de Gómez-Calero et al. (2010b), se asumió una producción media en el olivar integrado entre 1500-4000 kg aceitunas ha⁻¹, considerando el abandono del cultivo cuando la producción está por debajo de dicho umbral.

Finalmente, se calcularon los datos de producción y rentabilidad acumulados por hectárea para cada tratamiento fruto de la combinación del manejo agrario y nivel erosivo sin incorporar las subvenciones de la PAC y analizando su influencia.

2.2.4 Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos realizados se llevaron a cabo con el software RStudio (versión 0.98.1102 – © RStudio 2009-2014), utilizando la librería *car* y los paquetes *agricolae*, *dplyr* y *PMCMRplus* (Lawson 2014), considerando un nivel de significación de $\alpha = 0,05$. Con la finalidad de comprobar estadísticamente las diferencias de las variables evaluadas entre los estados erosivos y el manejo de las explotaciones olivareras (i.e. implementación o no de riego en las parcelas) se testaron, en primer lugar, las asunciones de normalidad y homocedasticidad de las muestras empleando los test de Shapiro-Wilk, y Levene, respectivamente (Ec. 16 y 17):

$$\text{Test Shapiro – Wilk} \begin{cases} H_0: x \sim N(\mu, \sigma^2) \\ H_1: \text{no cierta } H_0 \end{cases} \quad (16)$$

$$\text{Test Levene} \begin{cases} H_0: x \sim \text{homocedástica} \\ H_1: x \sim \text{heterocedástica} \end{cases} \quad (17)$$

donde H_0 : hipótesis nula; H_1 : hipótesis alternativa; x : variable dependiente; N : distribución normal con media μ y desviación típica σ^2 .

La posible existencia de colinealidad entre los múltiples parámetros muestreados se testó mediante la ejecución de un Análisis de Componentes Principales (ACP) y sus matrices de correlación correspondientes, seleccionando, para la consecución de los objetivos del estudio, los indicadores (i.e. variables) edáficos de mayor relevancia (indicadores muestreados y criterio de selección de las variables representativas disponible en Anexo 5). Posteriormente se testó la posible existencia de interacciones significativas entre la tipología de manejo agrario del olivar y los estados erosivos, comprobando la existencia de diferencias significativas en las variables dependientes analizadas dentro de cada factor por separado. Al partir de variables dependientes con datos no pareados y de poblaciones independientes, se ejecutó un análisis de la varianza (ANOVA), contrastando la hipótesis nula de igualdad de medias frente a la hipótesis alternativa de que al menos una de ellas presentará diferencias significativas (González et al. 2013), (Ec. 18):

$$Test\ ANOVA \begin{cases} H_0: \mu_1 = \mu_2 \dots = \mu_n \\ H_1: \text{no cierta } H_0 \end{cases} \quad (18)$$

donde $\mu_1, \mu_2 \dots \mu_n$: medias de la variable analizada en los tratamientos 1, 2 ... n.

Como alternativa para aquellas variables que no cumplieran con los requisitos de normalidad u homocedasticidad, se ejecutó un test no paramétrico de Kruskal-Wallis de igualdad de medianas (Ec. 19):

$$Test\ Kruskal - Wallis \begin{cases} H_0: \eta_1 = \eta_2 \dots = \eta_n \\ H_1: \text{no cierta } H_0 \end{cases} \quad (19)$$

donde $\eta_1, \eta_2 \dots \eta_n$: medianas de la variable analizada en los tratamientos 1, 2 ... n.

Adicionalmente, para localizar las posibles diferencias existentes entre los tratamientos para cada variable dependiente se realizó un test post-hoc de Tukey para variables normales y homocedásticas, o de Tamhane para variables heterocedásticas.

Finalmente se testaron las diferencias de producción y rentabilidad (sin y con subvenciones de la PAC) acumulados por hectárea acorde a su manejo y nivel erosivo.

2.3 Resultados biofísicos y productivo-económicos del olivar integrado de *Estepa*

2.3.1 *Caracterización edáfica del olivar*

En la Tabla 13 se adjuntan las variables edáficas seleccionadas a partir de la ejecución del ACP y sus respectivas correlaciones:

Tabla 13 Variables edáficas, junto a su unidad de medida, seleccionadas en base al Análisis de Componentes Principales y los análisis de correlación realizados

Variables físicas edáficas (unidad)	Variables químicas edáficas (Unidad)
Gravas (%)	pH (---)
Arenas (%)	Materia orgánica (%)
Limos (%)	Fosfatasa ($\mu\text{mol pNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)
Arcillas (%)	Nitratos (ppm)
Porosidad (%)	---
Humedad (%)	---
Peso suelo (t ha^{-1})	---
Textura (---)	---

Todos los parámetros del suelo analizados mostraron una fuerte colinealidad (i.e. valor determinante $< 0,001^{***}$), evidenciando todos ellos una distribución normal y un comportamiento homocedástico, excepto el contenido en gravas del suelo y la humedad. Adicionalmente, se evidenció una interacción altamente significativa ($p < 0,001^{***}$) entre la tipología de manejo del olivar en el área de estudio y los estados erosivos para todas las variables dependientes analizadas, recurriendo al estudio de cada factor por separado.

2.3.1.1 Análisis de las características edáficas entre los diferentes regímenes de gestión del agua en niveles de erosión equivalentes

En la Tabla 14 se adjuntan los resultados descriptivos y estadísticos en cuanto a la existencia de diferencias significativas de las variables físicas del suelo analizadas entre los manejos de secano y regadío presentes en la Comarca de *Estepa*, teniendo en cuenta solamente los estados erosivos presentes en ambos manejos agrarios (i.e. erosión moderada y grave).

Tabla 14 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos realizados ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

Variable (unidad)	Secano $\bar{X} \pm \text{ES}$	Regadío $\bar{X} \pm \text{ES}$	p-valor
Gravas (%)	$1,96 \pm 1,87$	$0,18 \pm 0,18$	$0,030^{**}$
Arenas (%)	$55,85 \pm 13,42$	$61,67 \pm 4,12$	0,261
Limos (%)	$25,74 \pm 6,17$	$22,57 \pm 5,71$	0,304
Arcillas (%)	$18,40 \pm 7,25$	$15,76 \pm 1,60$	0,332
Porosidad (%)	$59,93 \pm 3,68$	$57,02 \pm 1,71$	0,085
Humedad (%)	$23,83 \pm 6,54$	$37,70 \pm 4,78$	$< 0,001^{***}$
Peso suelo (t ha^{-1})	$11.207,14 \pm 2133,96$	$9695,78 \pm 1580,05$	0,130
Textura (---)	franco-arenosa	franco-arenosa	---

La implementación de riego al cultivo fue responsable de la existencia de diferencias significativas en el contenido en gravas del suelo y la humedad edáfica. La adición de riego supuso un aumento de la humedad del suelo del 36,79%. Por otro lado, en los olivares gestionados con riego deficitario, se observaron descensos de hasta un 90,81% en el contenido de gravas. Finalmente, el cambio de manejo agrario en el olivar muestreado no evidenció un cambio textural del medio físico, siendo de tipo franco-arenoso tanto en el olivar de secano como de regadío.

Adicionalmente, en la Tabla 15 se adjuntan los resultados correspondientes a las variables químicas edáficas.

Tabla 15 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. secano o regadío). Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos realizados ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

Variable	Secano	Regadío	p-valor
	Media \pm ES	Media \pm ES	
pH (---)	8,04 \pm 0,15	8,00 \pm 0,17	0,671
Materia orgánica (%)	1,96 \pm 0,61	1,57 \pm 0,55	0,196
Fosfatasa ($\mu\text{mol pNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0,47 \pm 0,07	0,46 \pm 0,07	0,890
Nitratos (ppm)	4,72 \pm 0,30	6,03 \pm 0,51	< 0,001***

Dentro de los parámetros químicos evaluados, el riego mostró una influencia significativa sobre el contenido de nitratos en el suelo, incrementando su concentración en un 21,72%.

2.3.1.2 *Análisis de las características edáficas considerando todos los estados erosivos y regímenes de gestión del agua*

Teniendo en cuenta la influencia de la erosión sobre los parámetros analizados, se evidenciaron diferencias altamente significativas para cada variable dependiente en, al menos, uno de los tratamientos ($p < 0,001^{***}$ de los test ANOVA y Kruskal-Wallis).

En las Tabla 16 y 17 se muestran los resultados en cuanto a las características físicas y químicas del suelo para los distintos manejos agrarios y estados erosivos de los olivares muestreados, apreciándose adicionalmente los resultados de los test post hoc realizados. Así, para cada variable se representan los resultados del análisis de subconjuntos homogéneos entre los distintos tratamientos, en el que dos niveles presentarán distinta clasificación grupal cuando el resultado del test post-hoc sugiera la existencia de diferencias significativas (i.e. $p < 0,05$).

Tabla 16 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. seco o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Los superíndices entre *a-f* indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes

Gestión	Secano				Regadío	
Estado erosivo	Nulo ($\bar{X} \pm ES$)	Leve ($\bar{X} \pm ES$)	Moderado ($\bar{X} \pm ES$)	Grave ($\bar{X} \pm ES$)	Moderado ($\bar{X} \pm ES$)	Grave ($\bar{X} \pm ES$)
Gravas (%)	11,28 \pm 0,42 ^a	7,25 \pm 0,04 ^b	3,71 \pm 0,06 ^c	0,22 \pm 0,01 ^d	0,36 \pm 0,02 ^d	0,00 \pm 0,00 ^d
Arenas (%)	36,18 \pm 0,19 ^a	61,51 \pm 0,09 ^b	43,29 \pm 0,08 ^c	68,41 \pm 0,05 ^d	65,52 \pm 0,11 ^e	57,82 \pm 0,06 ^f
Limos (%)	52,41 \pm 0,02 ^a	24,05 \pm 0,10 ^b	31,52 \pm 0,03 ^c	19,97 \pm 0,02 ^d	17,23 \pm 0,01 ^e	27,91 \pm 0,04 ^f
Arcillas (%)	11,41 \pm 0,17 ^a	14,44 \pm 0,01 ^b	25,18 \pm 0,09 ^c	11,62 \pm 0,07 ^a	17,25 \pm 0,12 ^d	14,27 \pm 0,02 ^b
Porosidad (%)	68,33 \pm 0,77 ^a	62,58 \pm 0,03 ^b	60,04 \pm 0,81 ^c	59,83 \pm 0,06 ^d	58,64 \pm 0,01 ^e	55,41 \pm 0,06 ^f
Humedad (%)	35,10 \pm 0,35 ^a	31,03 \pm 0,02 ^b	25,30 \pm 0,06 ^c	22,38 \pm 0,01 ^d	41,12 \pm 0,26 ^e	34,27 \pm 0,04 ^f
Peso suelo (t ha ⁻¹)	15.728,70 \pm 541,60 ^a	13.921,60 \pm 112,75 ^b	13.140,00 \pm 315,71 ^b	9272,80 \pm 266,18 ^c	11.151,78 \pm 150,46 ^d	8236,80 \pm 136,81 ^c
Textura (---)	franco-limosa	franco-arenosa	franca	franco-arenosa	franco-arenosa	franco-arenosa

Tabla 17 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar muestreado (i.e. seco o regadío). Los superíndices entre *a-f* indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes

Gestión	Secano				Regadío	
Estado erosivo	Nulo ($\bar{X} \pm ES$)	Leve ($\bar{X} \pm ES$)	Moderado ($\bar{X} \pm ES$)	Grave ($\bar{X} \pm ES$)	Moderado ($\bar{X} \pm ES$)	Grave ($\bar{X} \pm ES$)
pH	8,55 \pm 0,03 ^a	8,27 \pm 0,01 ^b	8,18 \pm 0,01 ^c	7,90 \pm 0,02 ^d	8,16 \pm 0,02 ^c	7,85 \pm 0,01 ^d
Materia orgánica (%)	3,70 \pm 0,08 ^a	2,90 \pm 0,02 ^b	2,54 \pm 0,02 ^c	1,39 \pm 0,01 ^d	2,08 \pm 0,02 ^e	1,06 \pm 0,03 ^f
Fosfatasa ($\mu\text{mol pNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0,26 \pm 0,01 ^a	0,46 \pm 0,02 ^b	0,41 \pm 0,01 ^b	0,53 \pm 0,02 ^c	0,40 \pm 0,01 ^b	0,53 \pm 0,01 ^c
Nitratos (ppm)	2,85 \pm 0,14 ^a	3,88 \pm 0,15 ^b	4,48 \pm 0,12 ^c	4,97 \pm 0,02 ^c	5,61 \pm 0,15 ^d	6,46 \pm 0,11 ^e

En cuanto a la granulometría edáfica, se detectó una disminución en el contenido en gravas del suelo conforme aumentó el nivel erosivo de las parcelas, siendo mayor dicha pérdida en los olivares bajo riego. Las parcelas de secano con erosión severa junto con las parcelas con erosión moderada y severa con riego deficitario formaron un único grupo estadístico diferenciado del resto de los tratamientos. Por otra parte, la textura estimada se corresponde con suelos de textura media-fina con buena retención hídrica. Así, el suelo de la Comarca de *Estepa* fue predominantemente franco, con tendencias arenosas o limosas para todos los niveles erosivos y los dos tipos de manejo agrario analizados, evidenciándose importantes diferencias entre todos los tratamientos para el contenido en arenas y limos. Sin embargo, los olivares de regadío presentaron un mayor contenido en arcilla en los casos de erosión moderada, pero no en los de erosión severa.

La porosidad se redujo en los olivares de secano en un 12% a medida que se incrementó el nivel erosivo. En este sentido, con la implementación de riego en los cultivos, la reducción de porosidad se incrementó de forma comparativa con los olivares de secano, siendo dichos descensos de 2,33% y 7,39% en olivares con erosión moderada y severa respectivamente. Por otra parte, la humedad del suelo fue significativamente mayor en las parcelas con riego (hasta un 65,53% y 53,13% más en parcelas de erosión moderada y grave). Estadísticamente, se formaron grupos con diferencias significativas para la porosidad y humedad edáficas, aumentando con el estado erosivo, maximizándose dichas diferencias en las parcelas con riego.

Se observó una influencia negativa de la erosión y del riego sobre el peso de suelo por unidad de superficie, observándose pérdidas netas para dicha variable en función de ambos factores. Así, en secano, se alcanzaron pérdidas netas de suelo de hasta un 41,04% debido al incremento erosivo, mientras que la adición de riego supuso una pérdida de suelo del 15,13% en parcelas de erosión moderada y del 11,17% en parcelas con erosión grave. Sin embargo, desde un punto de vista estadístico, los niveles erosivos leve, moderado y grave de secano junto al nivel de erosión severa bajo riego no mostraron diferencias significativas para esta variable.

Químicamente, se observó un descenso del pH de hasta un 7,60% a medida que aumentó la erosión en el olivar integrado, a la vez que la implementación de regadío en las explotaciones causó una mayor acidificación del suelo, ocasionando descensos del valor de pH entre un 0,24 y 0,63% para los cultivos con erosión moderada y grave

respectivamente, conformando estos dos niveles erosivos un grupo estadístico diferenciado respecto al manejo de secano. En cuanto a la materia orgánica, se detectó una menor concentración en parcelas de erosión elevada (descensos de hasta un 62,43%), evidenciándose además una influencia negativa del riego, produciendo descensos de un 18,11% en parcelas con erosión moderada, y un 23,74% en parcelas de erosión grave, existiendo diferencias significativas para todos los tratamientos evaluados.

Finalmente, en cuanto a la actividad enzimática del suelo, la fosfatasa mostró un incremento de hasta un 103,84% a medida que aumentó la erosión, sin que el riego mostrara ninguna influencia sobre dicha variable. A su vez, la concentración de nitratos aumentó con los estados erosivos, alcanzando incrementos de hasta un 74,38% en secano, encontrándose una influencia positiva entre el riego y dicha variable. Así se observó cómo la erosión y la introducción de riego dieron lugar a una mayor concentración significativa de nitratos en el suelo, siendo un indicador de contaminación difusa del territorio.

2.3.2 Proyecciones temporales comparativas entre los manejos de secano y regadío en términos de producción y rentabilidad del olivar

A partir de las respuestas de los agricultores encuestados se detectó que la decisión de aplicar el riego estaba relacionada con el objetivo de incrementar el rendimiento productivo de las explotaciones.

En la Tabla 18 se observan los resultados procedentes de la recopilación de los datos productivos y económicos obtenidos a partir de las encuestas. En promedio, el rendimiento del cultivo de olivar es considerablemente superior en las parcelas con un manejo agrario con riego, contando con una producción anual de 4249,50 kg de aceituna ha^{-1} (i.e. 807,89 litros de aceite ha^{-1}), frente a los 2749,50 kg de aceituna ha^{-1} (i.e. 522,72 litros de aceite ha^{-1}) producidos bajo régimen de secano.

Merece la pena matizar el hecho de que, en los olivares de mayor producción por hectárea, la producción media estimada por árbol sea inferior a la de las parcelas con menor producción. Esto se debe a la mayor densidad de árboles presentes en los olivares de alta producción por unidad de superficie, donde los árboles son más pequeños y, por lo tanto, su nivel productivo es menor.

En términos económicos, el beneficio anual (i.e. diferencia entre ingresos por venta y costes de la explotación) de una hectárea de regadío fue de 682,65 € ha^{-1} , que aumentaron

a 1182,65 € ha⁻¹ al considerar las subvenciones procedentes de la PAC. Por su lado, en las parcelas de secano se observaron unos beneficios anuales de 922,60 € ha⁻¹, aumentando a 1322,60 € ha⁻¹ incluyendo la PAC.

Tabla 18 Datos económicos y productivos para el olivar integrado de secano y regadío de la Comarca de *Estepa*. Se adjuntan los datos correspondientes a la densidad de plantación (Dplant, árboles ha⁻¹); rendimiento del cultivo (kg aceituna ha⁻¹); producción por árbol (kg aceituna árbol⁻¹); precio de venta del kilogramo de aceituna (€); cuantía de la subvención percibida de la Unión Europea a través de la Política Agrícola Común (PAC, € ha⁻¹ año⁻¹); y costes de la explotación incluyendo maquinaria, personal, y aplicación de productos fitosanitarios (€ ha⁻¹ año⁻¹)

Manejo	Secano			Regadío		
	Máximo	Mínimo	Media	Máximo	Mínimo	Media
Dplant	199	100	150,00	499	200	350,00
Rendimiento	3499	2000	2749,50	4499	4000	4249,50
Producción árbol	17,58	20	18,33	9,01	20	12,14
Precio venta	0,89	0,70	0,79	0,79	0,60	0,69
PAC	449	350	400,00	549	450	500,00
Costes	1499	1000	1249,50	2499	2000	2249,50

A partir de estos datos se realizaron proyecciones temporales a medio-largo plazo (i.e. 150 años), sobre la evolución del olivar integrado con la finalidad de comparar, en términos productivos y de rentabilidad económica los manejos agrarios de secano y regadío.

En términos productivos (Fig. 34), en las parcelas de secano con erosión nula o leve, la producción de aceituna se mantuvo relativamente constante (con un leve descenso bajo erosión leve), entre los 3000 y 2500 kg de aceituna ha⁻¹ año⁻¹ para el período de tiempo considerado. En cambio, en las parcelas con erosión moderada, la producción bajo riego fue superior a las de secano (4250 y 2565 kg de aceituna ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente) manteniéndose con un suave declive a lo largo del tiempo de simulación.

Por otra parte, las parcelas con erosión grave mostraron una superioridad en la producción en los cultivos con riego sobre los de secano (3700 y 2200 kg de aceituna ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente en el primer año del período de simulación considerado). No obstante, en un intervalo de 100 años para el olivar de secano, y de 145 años para el olivar bajo riego deficitario, se produciría el abandono de las parcelas con erosión grave, debido a un descenso en la productividad por debajo del umbral mínimo de 1500 kg de aceituna ha⁻¹.

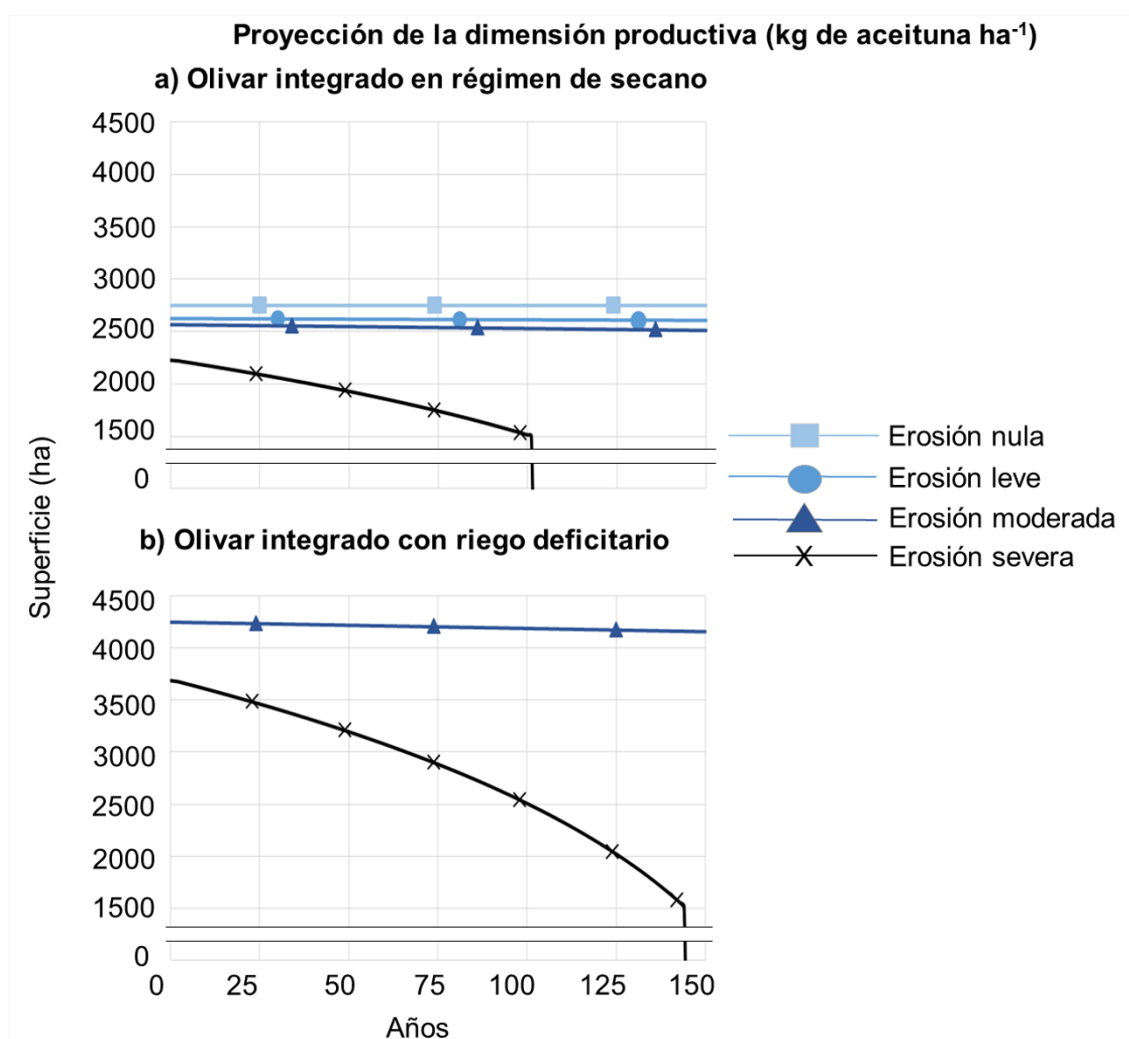


Figura 34 Simulaciones, en gráficos de escala quebrada, en cuanto a la producción por hectárea del olivar integrado de la Comarca de *Estepa* para cada estado erosivo estipulado: nulo, leve, moderado, y severo; y manejo agrario: secano (a) y regadío (b)

En términos económicos, sin considerar las subvenciones de la PAC (Fig. 35), se observó cómo las parcelas de olivar integrado de secano con erosión nula o leve evidenciaron un carácter rentable a lo largo de todo el período de estudio, con ganancias de 760 y 900 € ha⁻¹, respectivamente. Por otro lado, en las parcelas con erosión moderada la rentabilidad del olivar, tanto de secano como de regadío, se situó en valores próximos a 750 € ha⁻¹. Sin embargo, mientras que en los olivares de secano este valor prácticamente se mantuvo constante en el período de estudio, en el caso del olivar con riego los beneficios descendieron de un valor de 700 € ha⁻¹ hasta alrededor de 600 € ha⁻¹ en el año último año del período simulado. Por otra parte, en las parcelas con erosión severa, en los olivares sin riego la rentabilidad mostrada fue de 500 € ha⁻¹, abandonándose el cultivo a los 90 años de la simulación. En cambio, las parcelas de erosión equivalente con riego deficitario presentaron un valor de rentabilidad menor, de en torno a 250 € ha⁻¹, dejando de ser

explotaciones rentables a los 44 años de la simulación ya que a pesar de que la producción esté por encima del umbral mínimo considerado rentable (concretamente 3263,28 kg de aceituna ha⁻¹), los costes de la gestión olivarera superan a los ingresos por ventas.

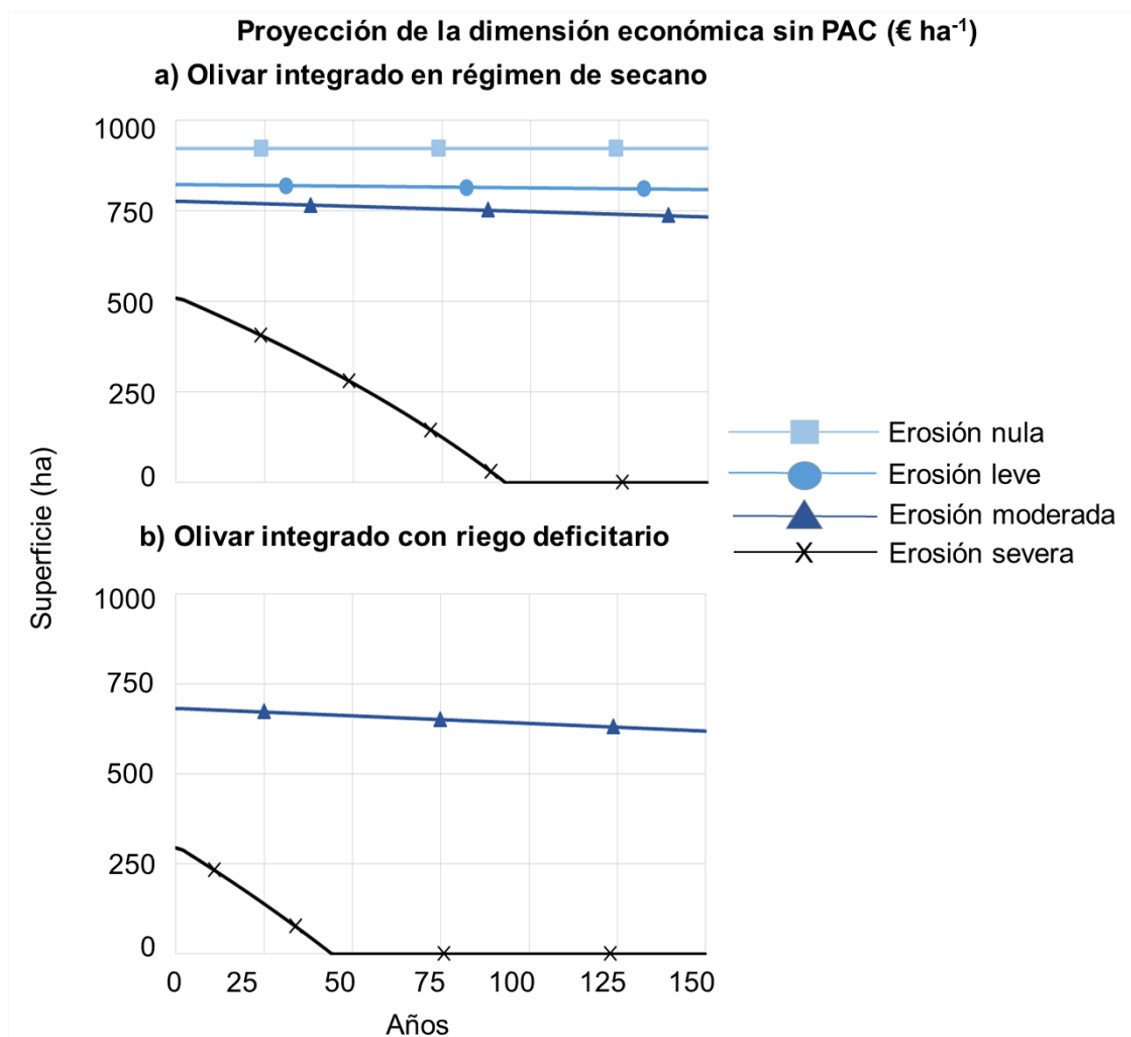


Figura 35 Simulaciones en cuanto a la rentabilidad, sin PAC, por hectárea del olivar integrado de la Comarca de *Estepa* para cada estado erosivo estipulado: nulo, leve, moderado, y severo; y manejo agrario: secano (a) y regadío (b)

Por último, en la Figura 36 se puede observar cómo los subsidios de la PAC percibidos por los agricultores obviamente incrementaron los beneficios agrícolas, pero no supusieron un cambio en la dinámica de los usos del suelo y el aprovechamiento de los cultivos agrarios. En este sentido, la incorporación de los subsidios de la PAC en la evaluación de la dimensión económica del olivar no evitó la pérdida de rentabilidad al largo plazo en las parcelas con erosión grave, debiendo ser abandonadas a los 90 y 44 años de simulación para los cultivos de secano y regadío respectivamente.

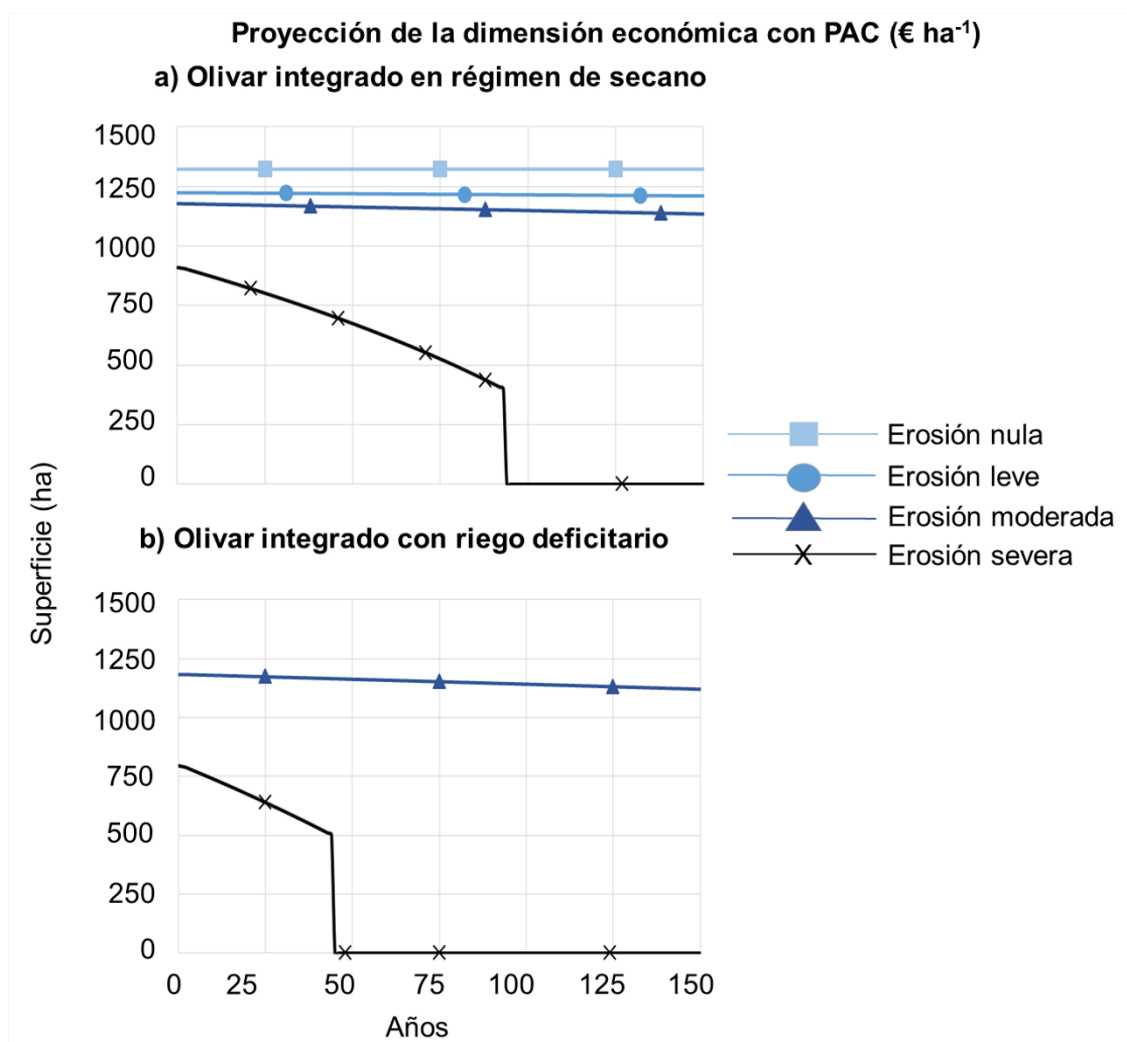


Figura 36 Simulaciones en cuanto a la rentabilidad, con PAC, por hectárea del olivar integrado de la Comarca de *Estepa* para cada estado erosivo estipulado: nulo, leve, moderado, y severo; y manejo agrario: secano (**a**) y regadío (**b**)

Finalmente, en la Tabla 19 se muestran, para cada manejo agrario estudiado, los datos de producción y económicos por hectárea y estado erosivo acumulados durante todo el tiempo de simulación. Se apreció que la erosión edáfica incide negativamente sobre la producción y los beneficios tanto en régimen de secano como en regadío de forma altamente significativa ($p < 0,001^{***}$). Particularmente, en los olivares de secano, las explotaciones con estado erosivo severo presentaron unos valores de producción notablemente inferiores a los otros niveles erosivos, derivando esta merma productiva en una menor rentabilidad económica. Por otra parte, la implementación de riego deficitario, si bien incrementó la producción con respecto al manejo de secano entre parcelas de estado erosivo equivalente, presentó una menor rentabilidad económica, fruto de los mayores costes asociados al mantenimiento de las explotaciones con este manejo olivarero.

Tabla 19 Producción (kg aceituna ha⁻¹) y rentabilidad económica (Bnf, € ha⁻¹) en ausencia de la PAC y considerando su subvención para el período de simulación considerado (150 años)

Manejo	Secano				Regadío	
Estado erosivo	Nulo	Leve	Moderado	Grave	Moderado	Grave
Producción	4,12E+05	3,92E+05	3,81E+05	1,92E+05	6,31E+05	4,06E+05
Bnf (sin PAC)	1,38E+05	1,22E+05	1,13E+05	2,59E+04	9,77E+04	6,78E+03
Bnf (con PAC)	1,98E+05	1,82E+05	1,73E+05	6,31E+04	1,73E+05	2,88E+04

2.4 Discusión

2.4.1 *Impacto de la implementación del riego sobre el medio edáfico*

El riego en el olivar analizado mostró algunos efectos sobre el suelo, los cuales se acentuaron ante el incremento de los procesos erosivos. Al igual que en estudios como el de Metzidakis et al. (2008) o Nunes et al. (2018), se detectó una disminución de entre el 21,07% y el 9,29% en el peso del suelo debido a la interacción entre la erosión y el riego. Dicha pérdida de peso de suelo asociada a la pérdida de profundidad edáfica (aspecto esencial de la fertilidad) podría ser mitigada mediante el empleo de cubiertas vegetales (Kosmas et al. 1997; Rodríguez-Pleguezuelo et al. 2009; Kairis et al. 2013; Panagos et al. 2015), sin embargo, éstas son muy escasas en el área de estudio, estando presentes, según las encuestas realizadas a los propietarios de las parcelas muestreadas, en el 54% de las parcelas bajo régimen de secano y en el 33% de las parcelas con riego. Otro efecto lógico y esperado de la irrigación fue el aumento del contenido de humedad del suelo. Este hecho, junto con la pérdida de peso edáfico, deriva en una mayor compactación del medio, dificultando el desarrollo radicular de las plantas y aumentando la velocidad de circulación del agua de escorrentía (Raper 2005; García-Zamorano et al. 2010; Kumar 2017). Por otra parte, en cuanto a la alteración textural de los suelos debida al riego, en *Estepa*, las partículas muy finas (i.e. arcillas) presentaron una distribución irregular en los diferentes niveles erosivos contrariamente a lo observado por Dong et al. (2018), donde se detectó un aumento relevante de este tipo de partículas asociado al riego, lo que contribuiría a una mayor retención de agua, carbono y materia orgánica. Sin embargo, los suelos donde predominan las partículas finas pueden presentar también un elevado grado de compactación y mayor dificultad a la penetración de las raíces, siendo capaces de retener grandes cantidades de agua, pero con tal magnitud que frecuentemente ésta no puede ser tomada por las plantas (Stadler et al. 2015; Minasny y McBratney 2018). De hecho, cuanto más fina es la textura y granulometría de un suelo mayor es la cantidad de agua necesaria para que se desarrolle la vegetación sin problemas. El tipo de riego que se lleva a cabo en la Comarca olivarera de *Estepa*, al ser deficitario, consiste en suministrar

agua al cultivo solamente en épocas de estrés hídrico y sequía estival, por lo que dicha práctica podría estar minimizando los impactos edáficos de la intensificación agrícola, y retrasando la modificación de la textura edáfica (Tovar et al. 2002; Connor 2005; Melgar et al. 2008; BOJA 2016; Ribeiro et al. 2017).

Por su parte, los estados erosivos con riego consolidaron grupos estadísticos diferenciados respecto a los niveles de secano en cuanto a las propiedades químicas edáficas excepto para el pH y la enzima fosfatasa. No obstante, pese a la existencia de diferencias significativas en cuanto a los resultados de las variables evaluadas, la clasificación de los suelos, siguiendo el criterio de Fuentes Yagüe (1997), no mostró diferencias. Los suelos muestreados evidenciaron, en todos los casos, un pH básico, incrementándose levemente su acidez debido a la introducción del riego. Por otro lado, el contenido en materia orgánica fue más elevado en parcelas de secano hasta un estado erosivo moderado ($> 2,5\%$), descendiendo levemente su concentración en estados erosivos severos de secano e incluso bajo regadío con erosión moderada, pasando a presentar valores bajos debido a la combinación de una elevada erosión junto a la implementación de riego ($< 1,2\%$). Teniendo en cuenta que la materia orgánica puede actuar como un agente mitigador de la erosión (Lal 2005; Zuazo y Pleguezuelo 2009), probablemente exista un efecto recíproco teniendo en cuenta que la materia orgánica puede actuar como atenuante erosivo. Es decir, el riego aumenta la pérdida de materia orgánica potenciando el efecto de la erosión, mientras que a su vez la baja concentración de materia orgánica potencia el efecto erosivo del riego. La actividad enzimática del suelo fue, en términos generales, similar en ambos manejos olivareros, aunque el aumento de la humedad podría haber favorecido la actividad de la fosfatasa y la supervivencia de la microbiota y la actividad microbiana (López-Piñeiro et al. 2011; Maskooni et al. 2017). Esto probablemente no fue apreciado en nuestro estudio debido al carácter básico de los suelos muestreados.

Zhou et al. (2019) destacó a la fertilización como un factor influyente sobre el rendimiento de los cultivos y en el uso eficiente del agua y los nutrientes, especialmente cuando se usa fertilizantes nitrogenados. En *Estepa*, el contenido de nitratos, indicador de la fertilización con nitrógeno, aumentó directamente con los niveles de erosión, y su concentración fue mayor en los olivares con riego. Numerosos estudios han demostrado que el riego y la fertilización influyen en la lixiviación de los nitratos en los ecosistemas agrícolas (Li et al. 2009). De acuerdo con nuestros resultados, el uso de fertilizantes debe ser gestionado

no sólo teniendo en cuenta la cantidad que se aplica, sino también las medidas de gestión del riego (i.e. cantidad de agua, tiempo de riego y método de riego). Por lo tanto, el riego podría ser tan importante como la fertilización en la calidad del agua de lixiviación, y un riego óptimo combinado con una adecuada fertilización podría reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, minimizando el riesgo medioambiental potencial causado por una fertilización excesiva en los sistemas intensivos olivareros. De hecho, la contaminación difusa se considera una de las principales externalidades ambientales negativas de los olivares (Martínez et al. 2006; López-Pintor et al. 2018). Por otra parte, debe tenerse en cuenta que los nitratos se acumulan principalmente en los primeros 60 cm del suelo, y por lo tanto los procesos erosivos pueden transportar este nutriente junto con las partículas del suelo a largas distancias, contaminando otras áreas más lejanas (Rong y Xuefeng 2011).

2.4.2 Influencia del riego sobre la sostenibilidad ecológica y económica del olivar

En España, las prácticas de regadío en la agricultura conforman el 19% de la superficie cultivada, siendo responsables del 60% de la producción agrícola y del consumo del 80% del agua a nivel nacional (Gómez-Limón y Berbel 2000). Particularmente, en los sistemas socio-ecológicos de olivar predomina el régimen de secano, siendo incipiente la aplicación de regadío en estos sistemas (Moreno et al. 2009; Soriano et al. 2014). Tradicionalmente, la implementación del riego en los sistemas oleícolas se ha utilizado con dos finalidades. Por un lado, para obtener un mayor rendimiento productivo y responder a la demanda agrícola, incrementando los beneficios de los agricultores (Tilman et al. 2002), y, por el otro, para crear una mayor necesidad de mano de obra y permitir a la población asentarse en las zonas rurales. De este modo, en España, Berbel y Gómez-Limón (2000) puntualizaron que la agricultura de regadío emplea una proporción de mano de obra por unidad de superficie casi 8 veces mayor que la de secano. Concretamente, en la Comarca de *Estepa* y, en general, en el olivar andaluz, predomina un régimen de riego localizado y deficitario, con la finalidad de paliar las consecuencias limitantes del déficit hídrico sobre el rendimiento agrícola del cultivo sin ocasionar graves perjuicios ambientales (Parra-López et al. 2007; Hernández-Santana et al. 2017). Si bien la introducción de riego en *Estepa* mostró un incremento productivo inmediato de hasta un 55%, también evidenció efectos perjudiciales sobre el medio edáfico que podrían condicionar la sostenibilidad ecológica de los olivares gestionados bajo riego en una escala temporal más amplia.

Por otra parte, resulta preocupante el grado de desinformación mostrado por parte de los agricultores encuestados sobre algunos aspectos que inciden en la sostenibilidad ecológica a largo plazo de las plantaciones de olivar. La totalidad de los propietarios afirmó no tener obligación de emplear cubiertas vegetales cuando esta práctica agrícola es obligatoria en la producción integrada (gestión generalizada en todos los olivares de *Estepa*) según el Real Decreto 1201/2002 (BOE 2002), siendo, además, una medida altamente recomendada por el Plan Director del Olivar Andaluz (BOJA 2015b). Coincidiendo con los criterios de Milgroom et al. (2007) y Guzmán et al. (2013), sería relevante la puesta en marcha y consolidación de canales activos de información desde la administración a distintas escalas hacia los agricultores y otros interesados sobre las prácticas de gestión ambiental adecuadas para mitigar los procesos erosivos que pueden condicionar la sostenibilidad de los olivares.

Claramente, la mayor producción derivada del riego va asociada a un mayor beneficio económico a corto plazo (Mesa-Jurado et al. 2010; Navajas et al. 2012). Sin embargo, se debe evaluar también la sostenibilidad económica al mediano y largo plazo de los olivares de regadío. De acuerdo a las encuestas realizadas los agricultores toman la decisión de incorporar riego a sus cultivos con la finalidad de obtener una mayor producción, asumiendo, de forma cortoplacista, una relación lineal positiva entre el nivel productivo y los beneficios económicos. Sin embargo, una evaluación más detallada y rigurosa de las consecuencias ecológico-económicas de la implantación del regadío en el tiempo debe tener en cuenta el incremento en los costes de la gestión olivarera derivados del mantenimiento de las infraestructuras de riego, y el menor precio de venta en origen del kilogramo de aceituna producido bajo esta tipología de manejo (Expósito y Berbel 2016). Por estos motivos, los resultados evidenciaron unos beneficios inferiores del olivar con regadío respecto a la rentabilidad de los cultivos de secano, pese a ser superior su rendimiento productivo. Así, la disminución de la sostenibilidad económica del olivar con riego deficitario a corto plazo puede ser debida a la necesidad de realizar una inversión económica de modernización para incrementar la eficiencia del recurso hídrico (Ali y Talukder 2008). Sin embargo, a medio-largo plazo, dicha insostenibilidad puede deberse a la obtención de una mayor producción a costa de disminuir la sostenibilidad económica y ecológica del cultivo por su escasa rentabilidad y mayores impactos ambientales derivados de su gestión (i.e. contaminación difusa) (Ramankutty et al. 2018).

2.5 Conclusiones y perspectivas de futuro

La implementación del riego en los agrosistemas de olivar de la Comarca de *Estepa* incrementó su producción de forma inmediata y a corto plazo, pero evidenció consecuencias negativas en su sostenibilidad ecológica y económica debido a la degradación del medio edáfico. No obstante, en el área de estudio el tipo de riego generalizado es de carácter localizado y deficitario, lo que entraña un menor impacto ambiental que otros tipos de riego (i.e. riego por aspersión o por inundación). Sin embargo, los resultados generales mostraron que al comparar parcelas de secano y regadío con niveles erosivos equivalentes, existían diferencias edáficas significativas presentando, las explotaciones con riego localizado, un menor contenido en gravas y una mayor humedad, disminuyendo el peso de suelo por unidad de superficie. Por otro lado, el riego dio lugar también a una pérdida de materia orgánica y un mayor contenido en nitratos. Además, si bien la aplicación del riego aumenta la producción por hectárea con respecto al régimen de secano, económicamente las parcelas bajo este manejo resultaron menos rentables debido a la diferencia en los precios de venta de aceituna producida y a los gastos de cada tipo de explotación.

A pesar de que los resultados de este estudio corresponden a un único muestreo y a la ausencia de parcelas de olivar con riego bajo los estados erosivos nulo y leve, mediante esta investigación se aporta una valiosa información para abordar una gestión de los paisajes socio-ecológicos de olivar que contribuya a alcanzar su máxima sostenibilidad económica y ecológica, considerando una producción razonable con la máxima rentabilidad y los mínimos impactos ambientales posibles. En este sentido, las futuras líneas de investigación deberían ir orientadas hacia la optimización del rendimiento hídrico (Gómez-Limón y Berbel 2000; Expósito y Berbel 2016), con la finalidad de mejorar la eficiencia de este recurso e incrementar la sostenibilidad general de los cultivos olivareros, y realizar investigaciones exhaustivas sobre la relación erosión-productividad (Lal 2005; Gómez et al. 2014a). Adicionalmente, teniendo en cuenta las restricciones sobre el recurso hídrico previstas en los próximos años debido al cambio climático (White et al. 2006; Elliot et al. 2014; Schewe et al. 2014), deberían plantearse medidas que incrementen el rendimiento agrícola en secano, con particular énfasis en ambientes mediterráneos caracterizados por el estrés hídrico y sequía estival.

CAPÍTULO 3*

EVALUACIÓN MULTIFUNCIONAL DE LAS GESTIONES INTEGRADA Y ECOLÓGICA DE LOS SISTEMAS DE OLIVAR DE LA COMARCA DE *ESTEPA* (ANDALUCÍA, ESPAÑA) MEDIANTE EL EMPLEO DE ANÁLISIS DE PROCESOS JERÁRQUICOS

* Rodríguez Sousa AA, Parra-López C, Sayadi-Gmada S, Barandica JM, Rescia AJ (2020) A multifunctional assessment of integrated and ecological farming in olive agroecosystems in southwestern Spain using the Analytic Hierarchy Process. *Ecol Econ* 173:106658. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106658>. Disponible en Anexo 6

3.1 Introducción

Históricamente, la gestión de los sistemas agrícolas ha presentado transformaciones graduales con la finalidad de satisfacer la creciente demanda de alimentos (Vanwalleghe et al. 2017). Por este motivo, estos sistemas en general han pasado de presentar una gestión preferentemente extensiva a una forma de agricultura cada vez más intensificada debido al crecimiento exponencial de la población a escala global y, en consecuencia, a la mayor demanda de alimentos (Waines y Ehdaie 2007; Pingali 2012). Dicha intensificación ha sido especialmente relevante desde el siglo XIX en los agroecosistemas de olivar, siendo cultivos extensivos característicos de la Cuenca Mediterránea cuya densidad de plantación y nivel productivo se han visto incrementados (Infante-Amate et al. 2016). En el caso específico de Europa, de los 175 M ha de Superficie Agrícola Útil (SAU), 5 M ha corresponden a cultivos olivareros, configurando paisajes socio-ecológicos principalmente en España, Italia y Grecia (EUROSTAT 2018). En España, el olivar es un cultivo esencial que representa el 50% de la superficie olivarera mediterránea (i.e. más de 1.5 M ha en Andalucía, región del sur de España), siendo de este modo el principal país productor y exportador de aceite de oliva a nivel mundial (INE 2014). El proceso de intensificación de los olivares en la Unión Europea respondió no sólo a la creciente demanda de productos alimenticios, sino también a una tendencia productivista relacionada con las exigencias de la Política Agrícola Común (PAC) en sus primeras fases, donde tuvo lugar el fenómeno de Revolución Verde mediante la incorporación masiva de *inputs* en los cultivos, especialmente a través del uso de agroquímicos (i.e. herbicidas, pesticidas, y fertilizantes), la implantación generalizada de riego, el uso de maquinaria pesada y la siembra de nuevas variedades de cultivo (Evenson y Gollin 2003).

Consecuentemente en España, durante las décadas de 1980 y 1990, algunas explotaciones olivareras se adaptaron a las nuevas demandas sociales intensificando su gestión para aumentar la producción, mientras que otros agricultores abandonaron sus explotaciones, especialmente en el caso de parcelas situadas en zonas marginales y con baja rentabilidad debido a la limitada producción vinculada a las restricciones edafológicas y climáticas (Duarte et al. 2008). Paralelamente a estos fenómenos de intensificación y abandono, se produjo un proceso de éxodo rural hacia las zonas urbanas, lo que condujo a una disminución y envejecimiento de la población rural, traducándose en una ausencia de mano de obra especializada.

La consolidación de estas dos tendencias en los olivares españoles conllevó múltiples consecuencias sociales y económicas, además de dar lugar a la manifestación de efectos ambientales indeseables. Ante esta situación, surgieron formas alternativas y más sostenibles de gestión agrícola. Por un lado, surgió un tipo de gestión integrada que permite, dentro de un marco normativo legislado (BOE 2011; BOJA 2015b), el uso de fertilizantes de síntesis química (i.e. abonos NPK con nitrógeno, fósforo y potasio) controlados por Agencias Técnicas de Control y la implementación de riego deficitario en situaciones de estrés hídrico, dinámica característica del clima mediterráneos (BOE 2002, 2004; BOJA 2016). Por otro lado, recientemente ha tomado importancia en los cultivos olivareros el modelo de agricultura ecológica u orgánica, haciendo uso de fertilizantes no sintéticos y favoreciendo el desarrollo de una cubierta vegetal edáfica viva o inerte que minimiza la pérdida de fertilidad del suelo derivada de los procesos erosivos (Zuazo et al. 2009; Fernández-Romero et al. 2016). En este sentido, la adopción de cualquiera de estos dos tipos de gestión olivicultora parece contribuir, en general, positivamente a la sostenibilidad del olivar a largo plazo, garantizando una seguridad productiva óptima mediante la obtención de productos de gran calidad a la vez que se respeta el medio ambiente (Parra-López et al. 2007, 2008a; Lal 2004; Bommarco et al. 2013).

Es preciso destacar la relevancia actual de la olivicultura ecológica. Acorde a Rodríguez-Pleguezuelo et al. (2018), la expansión del cultivo del olivar en la Cuenca Mediterránea se debe a la mayor especialización de los sistemas de cultivo en las últimas décadas. A nivel europeo, el número de estas explotaciones ha pasado de representar 20.000 ha en 1991, a 340.000 ha en 2014 (CE 2013). En España y en la región de Andalucía, de los 1,5 M ha cultivadas de olivar, más del 3,5% de la superficie total se encuentra gestionada de forma ecológica (Rodríguez-Pleguezuelo et al. 2018). Además, este tipo de agricultura protege la biodiversidad, los ciclos biológicos y la actividad natural del suelo y mantiene al mínimo los insumos no agrícolas, al tiempo que apoya las técnicas que conservan el equilibrio ecológico del sistema (López y Requena 2005; Solomou y Sfougaris 2011).

A nivel institucional, las diferentes administraciones regionales, nacionales y europeas han apoyado el desarrollo de estos y otros modelos de gestión que enfatizan el enfoque multifuncional de la agricultura en general, y de los cultivos olivareros en particular, basado en la prestación de servicios ecosistémicos (SE) hacia la sociedad (Fleskens et al. 2009; Parras-Alcántara et al. 2016). Concretamente, el reconocimiento institucional de

los SE no productivos por parte de la agricultura hacia la población comenzó durante la Reforma de la PAC de 1992, cuyos cambios e innovaciones se consolidaron en la Agenda 2000 y la Reforma de 2003 (van Meijl y van Tongeren 2002; Parra-López et al. 2008a; BOE 2011; BOJA 2015b). El enfoque multifuncional de la agricultura, entendido como la provisión de múltiples servicios relacionados con la oferta o abastecimiento, la regulación y los impactos socio-culturales de los cultivos, es reconocido tanto por la PAC como por las políticas nacionales y regionales, siendo los cultivos de olivar susceptibles para la concesión de subsidios agroambientales con la finalidad de generar unos mayores ingresos de estas explotaciones y contribuir a la rentabilidad de estos sistemas (BOE 2011; Van Zanten 2014; BOJA 2015b). Específicamente, aunque la principal función de los cultivos olivareros es el suministro de servicios o productos de abastecimiento a la sociedad como pueden ser las aceitunas o el aceite de oliva, adicionalmente se reconoce la contribución de estos sistemas a la provisión de servicios de regulación (i.e. capacidad de retención de carbono a nivel radicular, foliar y edáfico o control de la erosión, entre otros) (Lal 2004; Rodríguez-Entrena et al. 2012; Gómez et al. 2014a); socio-culturales, por a la arraigada tradición de estos cultivos y a la generación de empleo (Martínez-Sastre et al. 2017); y servicios transversales, por el carácter de estos paisajes ecológicos como reservorios de agrobiodiversidad y biodiversidad silvestre (Sardaro et al. 2016; Rescia et al. 2017).

Aunque garantizar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas es esencial para asegurar la provisión de SE, dicho parámetro es complejo de cuantificar debido a su multidimensionalidad (Cinelli et al. 2014; Guay y Waaub 2019). Tomando como referencia el enfoque multifuncional de la agricultura para cuantificar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas, cabe destacar el enfoque de Triple Balance (i.e. TBL), que evalúa los pilares sociales, económicos y ambientales de estos sistemas (Lampridi et al. 2019). Diversas metodologías pueden emplearse para evaluar la sostenibilidad agrícola, destacando la Metodología de Análisis de Toma de Decisión Multicriterio (Miglietta et al. 2019). Dicha metodología permite integrar las principales dimensiones de la sostenibilidad, proporcionando un enfoque holístico a los procesos de toma de decisiones en contextos complejos como la agricultura, y priorizando su comportamiento sostenible a través de la incorporación de las consideraciones proporcionadas por los actores sociales en forma de ponderaciones (Talukder y Hipel 2018). Dentro de este marco metodológico, el Análisis de Procesos Jerárquicos (i.e. AHP) es un método sistémico e integrador que

permite cuantificar la información subjetiva; facilita el nivel de acuerdo entre los diferentes actores; y hace posible el logro de una evaluación global agregada de la sostenibilidad (Parra-López et al. 2008a).

Aunque numerosos estudios han evaluado las externalidades positivas y negativas de las diferentes gestiones del olivar y han analizado su sostenibilidad en el tiempo (Torres-Miralles et al. 2017; López-Pintor et al. 2018; Rescia y Ortega 2018), son escasas las investigaciones que han evaluado su multifuncionalidad basándose en la Toma de Decisión Multicriterio y analizando indicadores económicos, sociales y ambientales para estimar su sostenibilidad (Parra-López et al. 2008a; Carmona-Torres et al. 2014, 2016; Egea y y Pérez 2016). En el presente estudio se desarrolló un modelo AHP con la finalidad de evaluar, como caso de estudio, la multifuncionalidad del cultivo olivarero de la región de *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España). En dicha región, donde el olivar representa el 70% de la superficie agrícola, se generan unos ingresos anuales de 225 M €, produciéndose 30 M kg de aceite de oliva al año (BOJA 2016). Dado que en *Estepa* sólo se lleva a cabo la gestión integrada y ecológica del olivo, se realizó un análisis comparativo entre dichas gestiones. Se escogió el empleo de un modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos al ser un método que permite al usuario obtener un conjunto de pesos/ponderaciones relativos sin afirmaciones absolutas donde se preserva la objetividad, siendo el objetivo final alcanzar una comparación racional de las alternativas que responden de manera diferente a la integración de los indicadores ambientales y socioeconómicos, evaluando su relación con las demandas de la sociedad sobre la agricultura a través de los conocimientos de expertos (Parra-López et al. 2008a). A una escala práctica, los resultados pueden ser útiles en la contribución del diseño de políticas multiescalares en esta región, donde el olivar representa una actividad económica esencial y es necesario el establecimiento de medidas de gestión orientadas a maximizar su sostenibilidad.

3.2 Materiales y métodos

3.2.1 *Caracterización del área de estudio*

Se escogió, como sistema socio-ecológico de estudio, al olivar de la Comarca y Denominación de Origen Protegida (DOP) *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España) (BOE 2004; BOJA 2016) (Fig. 37). Dicha región, en la que todos sus municipios mantienen la producción olivarera como su principal actividad económica existiendo 19 almazaras

(BOJA 2011), cuenta con 39.694 ha de olivar, junto a otras 20.000 ha correspondientes a otros usos agrícolas y vegetación endémica o relictas (Rescia et al. 2017).

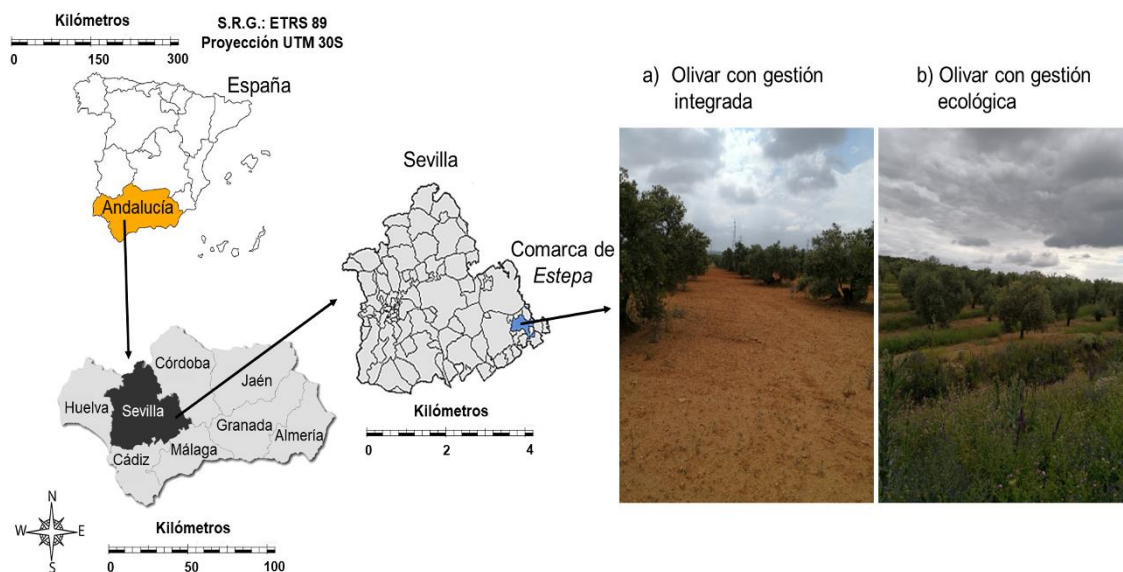


Figura 37 Localización geográfica de la Comarca de *Estepa*, especificando sus principales modelos de gestión olivarera: integrada (a); y ecológica (b)

El clima dominante en la región es de tipo mediterráneo templado, con precipitaciones de 400-500 mm año⁻¹ (BOJA 2015b, 2016a). Los olivares, cuya densidad de plantación oscila entre 100-500 árboles ha⁻¹, se sitúan sobre suelos básicos de profundidad variable (i.e. 30-150 cm) y textura franca, siendo susceptibles a los procesos erosivos (García-Díaz et al. 2016). La gestión agrícola predominante en esta DOP es la olivicultura integrada de secano, con escasas parcelas tratadas con riego deficitario, conformando este manejo agrario más del 95% de la superficie agrícola. De este modo, los agricultores están organizados en Asociaciones de Producción Integrada (APIs) con fines de regulación de la producción y comercialización de aceite de oliva (Sánchez-Escobar et al. 2018). Por otra parte, en menor proporción (i.e. 500 ha), el manejo ecológico de secano también es empleado por algunos agricultores en el área de estudio (BOJA 2016).

3.2.2 Adquisición de datos para el modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos

3.2.2.1 Subindicadores ambientales

Tomando como base el Sistema de Información sobre Ocupación del suelo de España (SIOSE 2011), los olivares pertenecientes a la zona de estudio se cartografiaron acorde a su gestión, pudiendo ser integrada o ecológica. A través de muestras experimentales e información cartográfica se estimaron los diferentes factores del modelo USLE-RUSLE

(Wischmeier y Smith 1960; Renard et al. 1991; Diodato 2006), cuantificando las pérdidas anuales de suelo (A , en $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) específicamente para la Comarca de *Estepa* (Tabla 20). Los factores calculados fueron:

- a) factor R (erosividad de la lluvia), obtenido a partir del informe técnico publicado por el BOJA (2016);
- b) factor K (erodabilidad del suelo), calibrado acorde al criterio de Gisbert Blanquer et al. (2012) a partir de datos empíricos;
- c) factor LS (longitud y grado de la pendiente del territorio), obtenido a partir de los informes técnicos de Moreira-Madueño (1991) y BOJA (2015b);
- d) factor C (presencia de cobertura de suelo), calibrado acorde al criterio de Gómez et al. (2003) según el cual este parámetro adquiere un valor de 0,16 para olivares integrados (copa del árbol de 2,5 m; 4 m de anchura de pasillos y presencia de coberturas parciales), y 0,06 para olivares ecológicos (copa del árbol de 2,5 m; 4 m de anchura de pasillos y presencia de coberturas totales); y
- e) factor P (prácticas agrícolas de conservación), asumiendo un valor de 1 para el área de estudio debido a que la totalidad de las explotaciones presentaron prácticas agrícolas de labranza sin mecanismos de control mecánico para controlar los procesos erosivos o cultivos en terrazas (Gómez y Giráldez 2010).

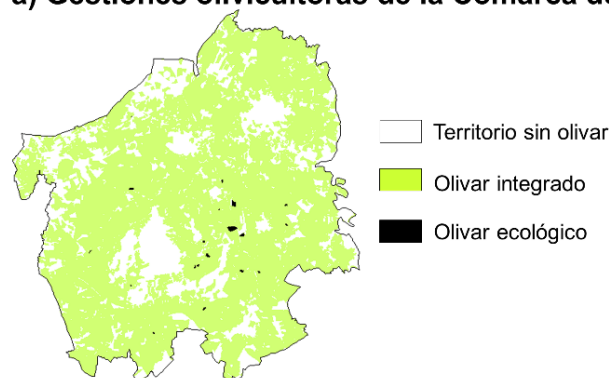
Tabla 20 Clasificación del olivar de *Estepa* en función de su erosión potencial y acorde a su modelo de gestión agraria. Los estados erosivos propuestos se corresponden con la clasificación realizada por Moreira-Madueño (1991)

Gestión	Estado erosivo	Factores					A ($\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
		R (J ha^{-1})	K (Mg J^{-1})	LS	C	P	
Integrada	Nulo	109,7	0,82	0,00 (0%)	0,16	1	---
	Leve	109,7	0,89	0,18 (3%)	0,16	1	2,81
	Moderado	109,7	0,56	0,70 (7%)	0,16	1	6,88
	Severo	109,7	0,95	2,20 (15%)	0,16	1	36,68
Ecológica	Nulo	109,7	0,82	0,00 (0%)	0,06	1	---
	Moderado	109,7	0,56	0,70 (7%)	0,06	1	2,58

Mientras que para el olivar con gestión integrada se detectaron, *in situ* para el área de estudio, parcelas pertenecientes a todos los estados erosivos, para el olivar ecológico, debido a su carácter minoritario, solamente se ubicaron y muestrearon parcelas con erosión nula o moderada. Se obtuvieron por tanto 6 niveles muestrales (Fig. 38a, b):

- a) olivar integrado con erosión nula;
- b) olivar integrado con erosión leve;
- c) olivar integrado con erosión moderada;
- d) olivar integrado con erosión severa;
- e) olivar ecológico con erosión nula; y
- f) olivar ecológico con erosión moderada.

a) Gestiones olivicultoras de la Comarca de *Estepa*



b) Estados erosivos

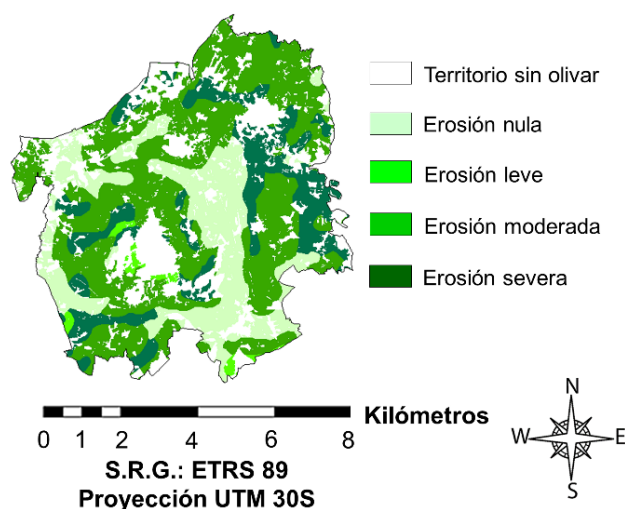


Figura 38 Cultivo de olivar en la Comarca de *Estepa*, indicando las gestiones integrada y ecológica propias de la región (a), junto a los estados erosivos característicos en el área de estudio (b), siendo: nulo, leve, moderado, y severo

Partiendo de esta estratificación del área de estudio en cuanto a la gestión olivarera y los estados erosivos, se aplicó un diseño muestral aleatorio simple analizándose 9 parcelas dentro de cada nivel erosivo correspondiente a la gestión integrada ($n = 9 \times 4 = 36$). Por otro lado, todas las parcelas con olivicultura ecológica existentes en la región fueron muestreadas ($n = 19$), de las cuales 9 presentaron erosión nula y 10 erosión moderada. Finalmente se obtuvo un tamaño muestral de $n = 55$ parcelas (Fig. 39; coordenadas de cada punto de muestreo disponibles en Anexo 3).

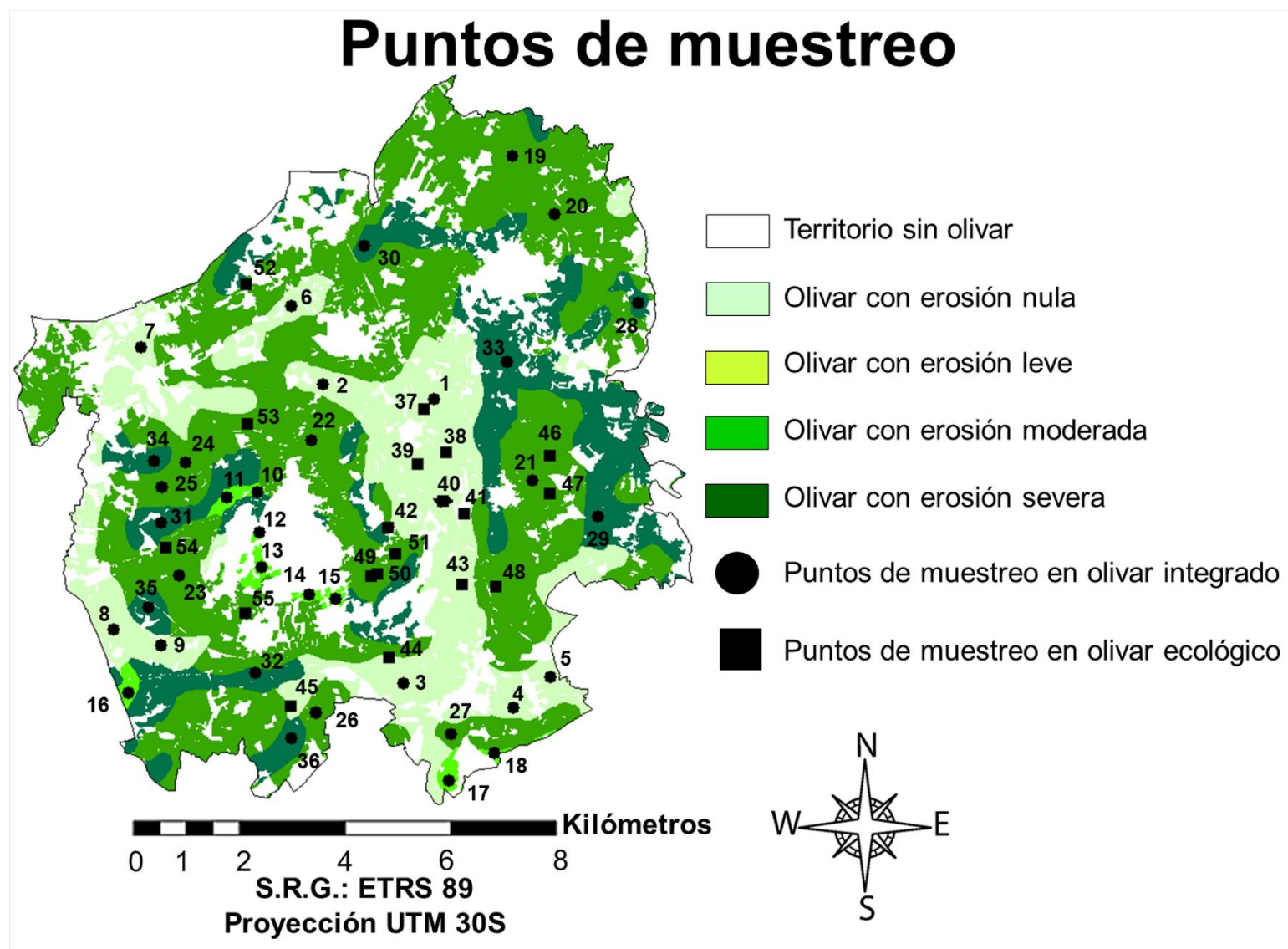


Figura 39 Mapa de la Comarca de *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España), donde se ubican los puntos de muestreo (i.e. parcelas) analizados pertenecientes a las distintas gestiones olivareras (i.e. olivar integrado y ecológico) y estados erosivos (i.e. nulo, leve, moderado, y severo)

Para la toma de muestras en base a las cuales se procedió a la estimación de los subindicadores ambientales, se estableció un transecto de 1 km de largo y 5 m de ancho en cada parcela en el que se obtuvieron tres muestras de suelo empleando una sonda de peso 112,40 g y volumen 141,372 cm³. Dichas muestras se secaron a 105 °C durante 24 horas, tamizándose a través de una malla de 2 mm, obteniendo la fracción fina del suelo (Gee y Bauder 1986). En dicha fracción, se estimó el contenido de materia orgánica del suelo (%) mediante la estimación del carbono en las muestras por colorimetría con dicromato potásico, asumiendo una relación lineal positiva y equivalencia entre ambos términos (Caravaca et al. 2002; Laudicina et al. 2015). Se recogieron muestras de hojarasca en cada parcela para, posteriormente, pesarlas, triturarlas y estimar su contenido en carbono utilizando la metodología anterior (Findlay y Arsuffi 1989).

Adaptando la metodología de Gómez et al. (2018), se muestreó la vegetación en cada parcela de estudio calculando los porcentajes de suelo desnudo, cobertura vegetal, cobertura de herbáceas y cobertura de leñosas mediante el empleo de cuadrados de 25 x 25 cm cada 100 metros, obteniendo un tamaño muestral de $n = 10$ muestras por parcela. La vegetación herbácea se identificó a nivel de especie calculándose su abundancia. Se estimó además la riqueza de gramíneas y leguminosas media por parcela, familias de relacionadas con el control de la erosión y con la fijación del nitrógeno respectivamente (Gómez et al. 2004; Castro et al. 2008). La diversidad de herbáceas se calculó para cada parcela mediante el índice de Shannon (Ec. 20) (Spellerberg y Fedor 2003):

$$H' = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i \quad (20)$$

donde H' : diversidad de Shannon, en bits; p_i : abundancia relativa de cada especie.

Finalmente, se estimó la riqueza de mariposas diurnas (Orden *Lepidoptera*, Superfamilia *Papilionoidea* (Latreille, 1802)) en cada parcela a lo largo del transecto establecido siguiendo las indicaciones del protocolo Butterfly Monitoring Scheme (BMS). La relevancia de estos insectos radica en su carácter bioindicador de la calidad de los sistemas agrarios por su sensibilidad a los agentes nocivos o a los cambios de los sistemas agrícolas (i.e. contaminación difusa o prácticas de labranza) (Schmucki et al. 2016).

3.2.2.2 Subindicadores sociales y económicos

Se realizó una encuesta a los propietarios/agricultores de cada parcela muestreada para recabar una serie de indicadores económicos y sociales (modelo de encuesta disponible

en Anexo 4). Se encuestaron un total de $n = 55$ agricultores con dedicación total al olivar, proviniendo sus ingresos de la agricultura, en $\geq 80\%$. Se recopiló información con respecto a diversas dimensiones del olivar, destacando los siguientes bloques:

- características estructurales de la parcela objeto de estudio (i.e. tamaño de la explotación; edad y densidad de árboles, etc.);
- datos propios del olivar muestreado (i.e. verificación del sistema de cultivo; grado de satisfacción para con la gestión agrícola predominante, etc.);
- prácticas agronómicas empleadas (i.e. empleo de cubiertas vegetales vivas o inertes; presencia de riego en la parcela de estudio, etc.);
- adopción de sistemas de calidad certificada (i.e. Normativas europeas públicas (Denominación de Origen protegida (DOP), agricultura ecológica); Normativas nacionales/regionales (Asociaciones de Producción Integradas (APIs), Huella de carbono)); y
- estructura productiva de la parcela, destacando los costes de la explotación (€ ha^{-1}), rendimiento medio del olivar ($\text{kg aceituna ha}^{-1}$), precio de venta medio de la aceituna ($\text{€ kg aceituna}^{-1}$), y mano de obra familiar, asalariada fija y asalariada eventual empleada ($\text{n}^\circ \text{ personas año}^{-1}$).

En base a estas encuestas se obtuvieron los subindicadores económicos (i.e. renta agraria, siendo la resta de los costes respecto a los ingresos de la venta de aceituna junto a la subvención de la PAC), y sociales (i.e. mano de obra familiar, asalariada fija y eventual) empleados en el modelo diseñado. En la Tabla 21 se recopilan las prácticas agrícolas sobre las que se encuestaron a los agricultores para estimar los costes de cada explotación, especificando el coste medio oficial de cada práctica AEMO (2012).

Tabla 21 Prácticas agrícolas para la estimación de los costes de las gestiones integrada y ecológica de secano del olivar. El coste oficial promedio de cada una de ellas se especifica en $\text{€ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Los costes de riego en la agricultura integrada sólo se aplican cuando hay riego deficitario en la parcela de estudio

Práctica agrícola	Gestión integrada	Gestión ecológica
Poda	61,60	46,20
Eliminar restos de poda	35,30	26,40
Desvareto	53,40	42,70
Cubierta suelo	380,50	263,90
Plagas	155,70	550,00
Fertilización	69,80	128,00
Riego	434,00	0,00
Cosecha	595,00	367,00
Costes anuales ha^{-1}	1785,30	1424,20

3.2.3 Evaluación del olivar de Estepa mediante Análisis de Procesos Jerárquicos

3.2.3.1 Definición del modelo diseñado

Un conjunto emergente de las metodologías aplicadas dentro de la economía ecológica, es aquél basado en el Análisis de la Teoría de Toma de Decisiones Multicriterio (i.e. MCDA) (Alvarez-Guerra et al. 2010; Yatsalo et al. 2011; Kumar et al. 2017; Winans et al. 2017). El análisis multidisciplinar de problemas donde las dimensiones económica, social y ambiental están interconectadas puede conllevar múltiples dificultades, como son la complejidad e incertidumbre a la hora de construir modelos sencillos en busca de una solución óptima al objetivo de estudio (Tiwari et al. 1999). Particularmente, el Análisis de Procesos Jerárquicos (i.e. AHP) es una metodología MCDA ampliamente empleada en el ámbito de las ciencias socioeconómicas y ambientales (Yu y Tzeng 2006; Cegan et al. 2017). En este sentido, dicha metodología permite tomar decisiones complejas a partir de la creación de modelos sencillos y simples a la vez que incrementa la transparencia del proceso de toma de decisiones, al ser necesario que los actores sociales involucrados (i.e. agricultores y expertos) aclaren de forma explícita sus preferencias, facilitándose así la detección de elementos conflictivos en el modelo (Saaty 1994; Forman y Selly 2001). Adicionalmente, la metodología expuesta se basa en un mecanismo interactivo donde el proceso de aprendizaje por parte de los tomadores de decisiones es continuo, permitiendo establecer conexiones cíclicas en el modelo entre las fases avanzadas e iniciales del proceso, constituyendo una posibilidad de mejora continua (Yu y Tzeng 2006). De este modo, si bien la búsqueda de una conclusión categórica suele ser el principal objetivo en las metodologías de análisis clásicas basadas en el método de la racionalidad sustantiva, acorde al criterio de Saaty (1994), el objetivo principal del proceso basado en la toma de decisiones multicriterio es desarrollar, paralelamente a la implementación del modelo, un proceso de aprendizaje y consenso que consoliden los patrones generados.

AHP se basa en priorizar un conjunto de alternativas acorde a su grado de contribución con respecto a un conjunto de indicadores y subindicadores cuya contribución final al modelo debe sumar 1 (Linkov y Moberg 2011; Baudry et al. 2018). Este tipo de análisis implica definir un modelo de decisión por pasos que van desde lo particular y específico a lo general, donde sólo se tienen en cuenta para el análisis aquellos objetivos considerados como relevantes, asumiendo su independencia (Forman y Selly 2001).

El objetivo final del modelo propuesto fue determinar qué tipo de gestión olivarera del área de estudio (i.e. integrada o ecológica) presentó una mejor adecuación y comportamiento multifuncional en función de las demandas de la sociedad para con los sistemas agrícolas cuantificadas en base al informe CE (2016). Para ello, el modelo relaciona los diferentes indicadores económicos, sociales y ambientales recopilados en los muestreos experimentales y encuestas realizadas con las demandas sociales existentes en España hacia los sistemas agrícolas (Fig. 40). Se ejecutó un diseño no balanceado entre el número de subindicadores dentro de cada indicador debido a que los datos ambientales conformaron información de fácil acceso, mientras que los datos sociales y económicos del olivar fueron información sensible de difícil disponibilidad.

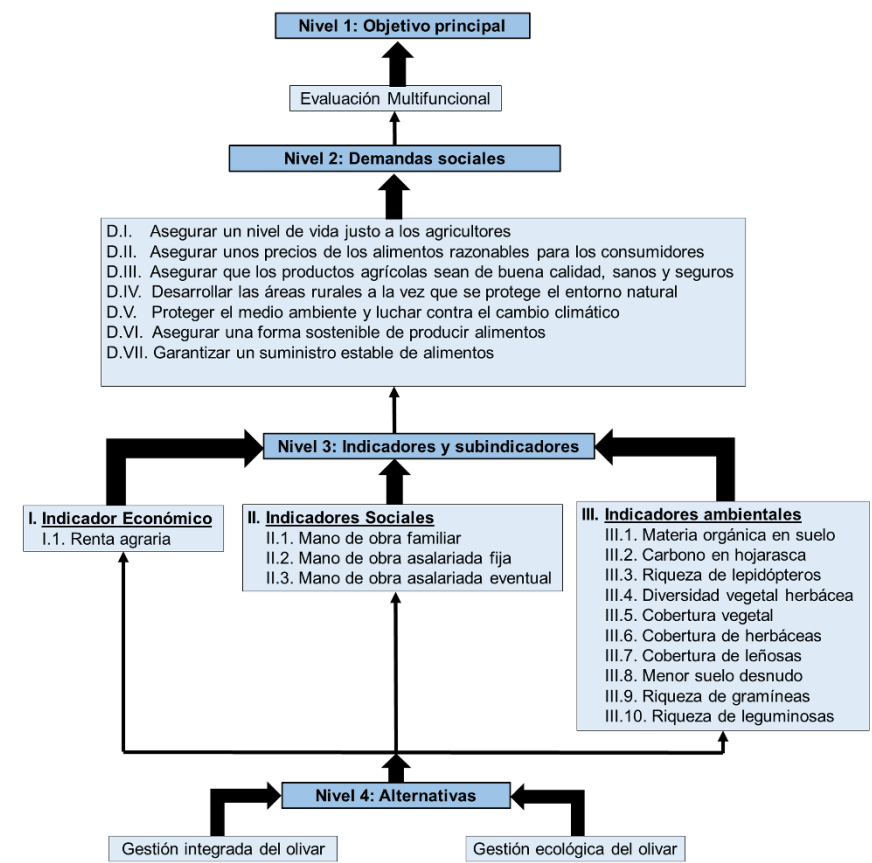


Figura 40 Modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos (i.e. AHP) diseñado para la evaluación multifuncional del olivar de *Estepa*, detallando sus diferentes niveles y sus componentes

En resumen, los indicadores económicos, sociales y ambientales tenidos en cuenta en la elaboración del modelo fueron:

- I) Indicadores económicos: hacen referencia a los agricultores y propietarios de las parcelas de cultivo y su situación económica. (I.1) Renta agraria (€ ha⁻¹).

- II) Indicadores sociales: se relacionan con la generación de empleo por parte del olivar. (II.1) Mano de obra familiar (personas año⁻¹). (II.2) Mano de obra asalariada fija (personas año⁻¹). (II.3) Mano de obra asalariada eventual (personas año⁻¹).
- III) Indicadores ambientales: se relacionan con la calidad ambiental de cada gestión olivarera estudiada. (III.1) Materia orgánica en suelo (%). (III.2) Contenido en carbono de la hojarasca (%). (III.3) Riqueza de lepidópteros (especies). (III.4) Diversidad vegetal (bits). (III.5) Cobertura vegetal (%). (III.6) Cobertura de plantas herbáceas (%). (III.7) Cobertura de plantas leñosas (%). (III.8) Menor suelo desnudo (%). (III.9) Riqueza de gramíneas (especies). (III.10) Riqueza de leguminosas (especies).

Las demandas sociales de los españoles hacia la agricultura (Tabla 22) se obtuvieron a partir del informe Eurobarometer realizado y disponible en 2016 (CE 2016).

Tabla 22 Demandas sociales de la población española sobre la agricultura especificando sus prioridades (i.e. porcentaje de respuestas afirmativas)

	Demandas	Prioridad (%)
I	Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores	62
II	Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores	61
III	Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros	57
IV	Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural	49
V	Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático	47
VI	Asegurar una forma sostenible de producir alimentos	45
VII	Asegurar un suministro estable de alimentos	37

3.2.3.2 Evaluación del modelo

Una vez definida la estructura del modelo, este debe ser evaluado, es decir, las relaciones entre los diferentes elementos/nodos del modelo deben ser cuantificadas. El comportamiento (i.e. ponderación) de cada alternativa (i.e. gestión integrada o ecológica del olivar) con respecto a los indicadores y subindicadores económicos, sociales y ambientales evaluados se obtuvo en base a los muestreos experimentales y encuestas realizadas a propietarios/agricultores y los ensayos de campo. Por otra parte, siguiendo la metodología Delphi (Okoli y Pawlowski 2004), la contribución de cada indicador y subindicador sobre las demandas sociales se evaluó en base a la realización equilibrada de 24 encuestas a expertos del sector olivicultor y oleícola pertenecientes a tres sectores

diferenciados (modelo de encuesta disponible en Anexo 7): 1) sector académico e investigador ($n = 8$), relacionado con la influencia de cada gestión agraria e indicadores ambientales cuantificados; 2) sector experto y profesional del olivar ($n = 8$), relacionado con aspectos socio-económicos; y 3) sector administrativo y gubernamental ($n = 8$), relacionados con aspectos económicos y con la PAC.

El método convencional de evaluación en AHP es el de comparaciones pareadas (Canis et al. 2010; Saaty y Vargas 2012), en el que los elementos que dependen de un nodo son evaluados por parejas con respecto al nodo del que dependen. No obstante, también es posible, cuando el número de nodos es alto como en nuestro modelo, utilizar un sistema de puntuación directa (Parra-López et al. 2008b; Oliveira et al. 2018; Calabrese et al. 2019). Aunque el proceso de comparaciones pareadas presenta propiedades importantes, como la ventaja de poder estimar la coherencia de los juicios de los evaluadores, en modelos complejos puede ser un método no operativo; por el contrario, la puntuación directa no tiene en cuenta la coherencia del modelo, pero conforma un sistema más operativo y práctico en esos casos (Stam y Silva 2003; Ananda y Herath 2009; Carmona-Torres et al. 2014). Con este sistema, la influencia de un elemento sobre otro se obtiene utilizando una escala de calificación que oscila entre 1 (i.e. influencia muy débil) y 9 (i.e. influencia muy fuerte) (Carmona-Torres et al. 2014). En este sentido, la puntuación directa utilizada es equivalente a una escala de calificación en los análisis de procesos jerárquicos donde la puntuación ordinal de 9 es 9/1 veces mayor que la puntuación ordinal de 1, 9/2 veces mayor que 2, y así sucesivamente. Se calcularon, para cada experto consultado, las prioridades de los indicadores y subindicadores para cada demanda social. Estas prioridades se agregaron como la media de todos los expertos.

Se partió de un supuesto equitativo en cuanto a las prioridades locales (ωL) de los tres grandes grupos de indicadores evaluados (i.e. económico, social y ambiental), asumiendo su igual contribución en la satisfacción de las demandas sociales. Esta asunción, si bien es una limitación del modelo diseñado, se justifica debido a la ausencia de homogeneidad en cuanto a las preferencias de los expertos, pudiendo estar condicionadas en función del sector al que pertenezcan, tal y como se ha demostrado en otros estudios como el de Parra-López et al. (2008b). Adicionalmente, al partir de un diseño no balanceado, esta asunción permite ponderar de forma equitativa cada indicador de forma independiente, sin que su prioridad se vea sesgada por el número de subindicadores evaluados. Esta asunción de equitatividad en cuanto a las prioridades locales de cada indicador se ve respaldada por

el hecho de que, en Europa, el 85% de la población considera que los responsables políticos deberían otorgar el mismo grado de atención e importancia a las preocupaciones ambientales, como a los factores económicos y sociales en cuanto al diseño de políticas de gestión de sistemas agrícolas (CE 2005a).

Finalmente, las gestiones olivareras estudiadas deben ser priorizadas acorde a su grado de satisfacción sobre el objetivo final de agricultura multifuncional (i.e. prioridades globales, ωG), o cualquier nodo intermedio del modelo (i.e. prioridades finales, ωF). Acorde al criterio de Saaty (1994), las prioridades finales de las alternativas en un criterio pueden ser calculadas mediante la suma ponderada de los elementos que dependen de ella. Por ejemplo, para un modelo con 3 niveles la formulación para el cálculo de las prioridades finales se correspondería con la Ecuación 21:

$$\omega F_{(Ak)} = \sum_{i=1}^I \omega L_{(Ak/i)} * \omega L_{SOi} \quad (21)$$

donde $\omega F_{(Ak)}$: prioridad final de la alternativa k ; $\omega L_{(Ak/i)}$: prioridad local de la alternativa k con respecto al subindicador i dependiente del indicador principal; ωL_{SOi} : prioridad local del subindicador i con respecto al indicador principal; I : número de subindicadores en el indicador principal.

3.2.3.3 Agregación y acuerdo entre expertos

Aunque existen múltiples formas de unificar la opinión de los expertos como la Agregación de Juicios Individuales (Parra-López et al. 2008b), se utilizó la metodología de la Agregación de Prioridades Individuales (i.e. AIP) (Srdjevic 2007) para unificar las opiniones de los expertos de los niveles 1, 2 y 3 del modelo, suponiendo que los miembros del grupo actúan de forma individual (Forman y Peniwati 1998). En este sentido, el promedio del grupo para cada nodo es la media aritmética de las prioridades individuales obtenidas para cada uno de los responsables de la toma de decisiones (Ec. 22):

$$w_{(i,j) G(g)} = \sum_{n=1}^N w_{(i,j) Ind(n)} / N(g) \quad (22)$$

donde $w_{(i,j) G(g)}$: prioridad media para el grupo g (teniendo G grupos de expertos) en el subindicador i con respecto al indicador j ; $w_{(i,j) Ind(n)}$: prioridad del individuo n perteneciente al grupo g del subindicador i con respecto al indicador j ; $N(g)$: número de expertos en el grupo g .

De este modo, la prioridad global entre todos los grupos de expertos consultados se obtuvo mediante la media aritmética de las prioridades para cada grupo específico de expertos (Ec. 23):

$$w_{(i,j)G} = \sum_{g=1}^G w_{(i,j)G(g)} / G \quad (23)$$

donde $w_{(i,j)G}$: prioridad global entre los grupos (teniendo G grupos de expertos) en el sub-indicador i con respecto al indicador j ; $w_{(i,j)G(g)}$: prioridad del grupo g para el subindicador i con respecto al indicador j ; G : número de grupos de expertos.

Por otra parte, acorde a la metodología empleada por Parra-López et al. (2008a), se ejecutó, para cada nodo del modelo, un índice de acuerdo global relativo (RGA) de estimación de las diferencias de opiniones de grupos individuales de expertos con respecto a la media de todos los grupos (Ec. 24). Así, a mayor índice RGA en un nodo, mayor será el consenso entre los expertos consultados.

$$RGA = \frac{1}{\sum_{g=1}^G \left(\frac{\sum_{i=1}^I \frac{|w_{(i,j)G(g)} - w_{(i,j)G}|}{w_{(i,j)G}}}{I} \right)} \quad (24)$$

donde I : número de nodos o alternativas al nodo principal.

Aunque los valores del índice RGA pueden oscilar entre 0 e ∞ , lo relevante de su aplicación es el orden jerárquico de los nodos acorde a los valores del índice (Parra-López et al. 2008a). Por ello, el RGA se clasificó en tres categorías con, aproximadamente, el mismo número de nodos acorde a los valores medios de los percentiles del índice: $P^{RGA}_{1/3}$ y $P^{RGA}_{2/3}$. De este modo, la clasificación en percentiles establecería nodos con tres niveles de acuerdo entre expertos: 1) bajo; 2) medio; y 3) elevado.

3.3 Resultados del Análisis de Procesos Jerárquicos realizado en el olivar de *Estepa*

3.3.1 Análisis del comportamiento del olivar y sus gestiones evaluadas

3.3.1.1 Análisis del comportamiento de los indicadores y subindicadores

A partir del análisis de las muestras experimentales y las encuestas realizadas, se calcularon las medias y errores estándar para cada variable en cada alternativa del modelo diseñado (Tablas 23 y 24).

Tabla 23 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables analizadas en la gestión integrada del olivar, clasificando los resultados en función de los niveles erosivos muestreados: nulo, leve, moderado, y severo

Variable (unidad)	Gestión integrada del olivar							
	Nivel erosivo nulo		Nivel erosivo leve		Nivel erosivo moderado		Nivel erosivo severo	
	\bar{X}	ES	\bar{X}	ES	\bar{X}	ES	\bar{X}	ES
Renta agraria (€ ha ⁻¹)	1418,98	105,75	1377,95	82,90	1277,75	70,85	943,52	100,55
Mano de obra familiar (personas año ⁻¹)	0,00	0,00	1,00	0,00	4,00	0,65	7,00	1,20
Mano de obra asalariada fija (personas año ⁻¹)	2,00	0,55	5,00	1,00	1,00	0,18	0,00	0,00
Mano de obra asalariada eventual (personas año ⁻¹)	47,00	4,00	57,00	1,00	58,00	3,00	66,00	5,00
Materia orgánica en suelo (%)	3,70	0,06	2,90	0,01	2,31	0,06	1,22	0,08
Carbono en hojarasca (%)	49,54	0,67	43,24	0,22	41,12	0,05	34,82	1,30
Riqueza de lepidópteros (Nº especies)	4,33	0,65	2,50	0,73	1,21	0,12	0,00	0,00
Diversidad vegetal (bits)	1,60	0,02	1,55	0,01	1,50	0,03	0,95	0,07
Cobertura vegetal (%)	50,49	4,35	30,00	1,20	27,02	1,80	6,53	2,55
Cobertura herbáceas (%)	50,21	4,65	29,76	0,55	26,98	1,25	6,53	0,70
Cobertura leñosas (%)	0,28	0,02	0,24	0,03	0,04	0,01	0,00	0,00
Suelo desnudo (%)	49,51	5,90	70,00	0,65	72,98	1,30	93,27	2,55
Riqueza gramíneas (Nº especies)	2,20	0,55	0,38	0,11	0,30	0,05	0,00	0,00
Riqueza leguminosas (Nº especies)	1,18	0,23	0,2	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabla 24 Valores medios y error estándar (ES) de las variables analizadas en la gestión ecológica del olivar, clasificando los resultados en función de los niveles erosivos muestreados: nulo, y moderado

Variable (unidad)	Gestión ecológica del olivar			
	Nivel erosivo nulo		Nivel erosivo moderado	
	\bar{x}	ES	\bar{x}	ES
Renta agraria (€ ha ⁻¹)	1215,98	118,96	1098,12	94,27
Mano de obra familiar (personas año ⁻¹)	9,00	2,00	15,00	1,00
Mano de obra asalariada fija (personas año ⁻¹)	5,00	3,00	11,00	2,00
Mano de obra asalariada eventual (personas año ⁻¹)	93,00	2,00	103,00	4,00
Materia orgánica en suelo (%)	3,91	0,05	2,67	0,03
Carbono en hojarasca (%)	53,78	1,24	50,12	0,63
Riqueza de lepidópteros (Nº especies)	2,60	0,75	0,30	0,20
Diversidad vegetal (bits)	2,15	0,03	2,05	0,02
Cobertura vegetal (%)	71,91	10,85	43,55	7,72
Cobertura herbáceas (%)	69,90	8,93	42,14	5,18
Cobertura leñosas (%)	2,01	0,23	1,41	0,21
Suelo desnudo (%)	28,09	7,85	56,45	8,43
Riqueza gramíneas (Nº especies)	2,73	0,21	0,67	0,14
Riqueza leguminosas (Nº especies)	2,32	0,33	0,98	0,12

Conforme se incrementó la magnitud de los procesos erosivos, se evidenció una disminución gradual de la renta agraria percibida por parte de los propietarios/agricultores. Mientras que el descenso en la renta observado para la gestión integrada fue del 33,51%, para la gestión ecológica tan sólo fue del 9,69%, teniendo en cuenta la ausencia de parcelas con erosión severa bajo este modelo de gestión agrícola. En términos sociales, el incremento de erosión en la gestión integrada supuso un aumento en la necesidad de mano de obra general del 49%, viéndose especialmente incrementada la mano de obra familiar (de 0 individuos bajo erosión nula a 7 individuos bajo erosión severa), y asalariada eventual (40,42%). Por otro lado, para el olivar ecológico, el aumento en la mano de obra necesaria para la gestión de las parcelas con mayor erosión fue del 20,56%, incrementándose en este caso la mano de obra familiar en un 66,66%, asalariada fija en un 120%, y asalariada eventual en un 10,75%.

Ambientalmente, en los olivares integrados se observó unos decrementos del 76,78% y 29,71% en el contenido en materia orgánica del suelo y carbono en la hojarasca respectivamente, junto con una pérdida total de lepidópteros diurnos en parcelas de erosión severa. La diversidad vegetal se redujo en un 40,62%, y la presencia de coberturas edáficas descendió en un 87,07%, disminuyendo la presencia de plantas herbáceas en un 87% y perdiéndose cualquier organismo leñoso. Como contraparte, el porcentaje de suelo desnudo se vio incrementado en un 47,24%. Finalmente, en parcelas de estado erosivo severo, la riqueza de herbáceas gramíneas y leguminosas fue nula. Por otro lado, en el olivar ecológico, las pérdidas de materia orgánica en el suelo y de carbono en la hojarasca como consecuencia de la erosión fueron del 31,71% y 6,81% respectivamente. La riqueza de lepidópteros presentó un brusco descenso del 88,46%, mientras que la diversidad vegetal disminuyó en un 4,65% para parcelas de erosión moderada. La presencia de coberturas vegetales disminuyó en parcelas de avanzada erosión en un 39,44%, reduciéndose la presencia de herbáceas y leñosas en un 39,71% y 29,85% respectivamente, incrementándose la representatividad de suelo desnudo en un 50,24%. Por último, la riqueza de gramíneas y leguminosas también se vio afectada negativamente por los procesos erosivos, reduciéndose en un 75,46% y 57,76% respectivamente.

Para la ejecución del modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos se recopiló toda la variabilidad existente dentro de cada gestión olivarera analizada en cuanto a sus estados erosivos, siendo el objetivo principal de esta investigación compararla multifuncionalidad de cada alternativa presente en el área de estudio. Adicionalmente se ejecutó un test de

comparación de medias para cada variable analizada entre las gestiones olivareras estudiadas para discernir si las diferencias observadas eran significativas (Tabla 25).

Tabla 25 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables para cada alternativa. Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

Variable (unidad)	Gestión integrada del olivar		Gestión ecológica del olivar		p-valor
	\bar{X}	ES	\bar{X}	ES	
Renta agraria (€ ha ⁻¹)	1254,55	315,03	1157,05	258,93	0,115
Mano de obra familiar (personas año ⁻¹)	4,00	1,77	12,00	2,99	0,000 ^{***}
Mano de obra asalariada fija (personas año ⁻¹)	2,00	1,47	8,00	6,02	0,000 ^{***}
Mano de obra asalariada eventual (personas año ⁻¹)	57,00	4,51	98,00	5,55	0,000 ^{***}
Materia orgánica en suelo (%)	2,28	0,97	3,29	0,87	0,000 ^{***}
Carbono en hojarasca (%)	42,18	3,68	51,95	1,83	0,000 ^{***}
Riqueza de lepidópteros (Nº especies)	2,01	1,16	1,45	1,15	0,015 [*]
Diversidad vegetal (bits)	1,40	0,05	2,10	0,05	0,000 ^{***}
Cobertura vegetal (%)	28,51	10,99	57,73	14,18	0,000 ^{***}
Cobertura herbáceas (%)	28,37	10,47	56,02	13,16	0,000 ^{***}
Cobertura leñosas (%)	0,14	0,05	1,71	0,30	0,000 ^{***}
Suelo desnudo (%)	71,49	9,95	42,27	12,21	0,000 ^{***}
Riqueza gramíneas (Nº especies)	0,72	0,74	1,70	1,03	0,000 ^{***}
Riqueza leguminosas (Nº especies)	0,30	0,52	1,65	0,67	0,000 ^{***}

Aunque no se observaron diferencias significativas para la renta agraria, la gestión ecológica sí generó una mayor cantidad significativa de empleo familiar, asalariado fijo y eventual. En cuanto a variables ambientales, se observó una diferencia altamente significativa para el contenido en materia orgánica del suelo y la hojarasca entre ambas gestiones, siendo menor su contenido bajo el manejo integrado. La gestión integrada evidenció una mayor riqueza media de lepidópteros por parcela. Dentro de este parámetro, la especie generalista más abundante localizada en ambas gestiones fue *Pieris brassicae* (L. 1758), destacando cuatro especies exclusivas del sector integrado: *Maniola jurtina* (L. 1758); *Pontia daplidice* (L. 1758); *Callophrys rubi* (L. 1758); y *Aporia crataegi* (L. 1758). La diversidad vegetal mostró diferencias altamente significativas, siendo mayor bajo el cultivo ecológico. La cobertura vegetal también presentó diferencias altamente significativas entre las dos gestiones olivareras analizadas, siendo superior su presencia bajo el manejo ecológico, al igual que el porcentaje de herbáceas y leñosas, disminuyendo la cantidad de suelo desnudo. Por último, se observaron diferencias altamente significativas en cuanto a la riqueza media de gramíneas y leguminosas entre

ambas oliviculturas estudiadas, presentando dichos indicadores valores más elevados en el olivar ecológico. Cabe destacar la presencia de una especie de leguminosa exclusiva del sector ecológico, siendo *Ulex europaeus* (L. 1753).

Para la implementación de los subindicadores en el modelo diseñado, los datos experimentales fueron normalizados. Es decir, dentro de cada variable, el rendimiento de las dos alternativas debe sumar 1, ocurriendo lo mismo para las prioridades locales de cualquier nodo del modelo. La Tabla 26 muestra las prioridades relativas de cada indicador y subindicador junto al comportamiento de las dos alternativas de gestión.

Tabla 26 Prioridades de los subindicadores, indicadores, y sus alternativas

Nodos del modelo	Prioridades de los indicadores	Prioridades de las alternativas	
		Gestión integrada	Gestión ecológica
I. Indicadores económicos	0,333	0,520	0,480
I.1. Mayor renta agraria	1,000	0,520	0,480
II. Indicadores sociales	0,333	0,270	0,730
II.1. Mayor mano de obra familiar	0,382	0,250	0,750
II.2. Mayor mano de obra asalariada fija	0,322	0,200	0,800
II.3. Mayor mano de obra asalariada eventual	0,296	0,368	0,632
III. Indicadores ambientales	0,333	0,342	0,658
III.1. Mayor materia orgánica en suelo	0,122	0,409	0,591
III.2. Mayor carbono en hojarasca	0,110	0,448	0,552
III.3. Mayor riqueza de lepidópteros	0,099	0,580	0,420
III.4. Mayor diversidad vegetal	0,115	0,400	0,600
III.5. Mayor cobertura vegetal	0,108	0,331	0,669
III.6. Mayor cobertura de herbáceas	0,106	0,336	0,664
III.7. Mayor cobertura de leñosas	0,080	0,080	0,920
III.8. Menor suelo desnudo	0,053	0,372	0,628
III.9. Mayor riqueza de gramíneas	0,100	0,300	0,700
III.10. Mayor riqueza de leguminosas	0,107	0,160	0,840

La influencia los subindicadores para con las demandas sociales fue lineal positiva, excepto: 1) III.4. Diversidad vegetal, variable en bits cuya influencia sobre el nivel jerárquico superior fue exponencial con base 2 ($\omega L = 2$ bits); y 2) III.8. Suelo desnudo, presentando dicha variable una relación negativa con las demandas sociales ($\omega L = 1 - \%$ Suelo desnudo), siendo el criterio de este subindicador "*Menor suelo desnudo*". Aunque la gestión integrada obtuvo un mayor valor normalizado para la renta agraria, la gestión ecológica mostró un comportamiento superior en todos los subindicadores sociales y ambientales evaluados, con la excepción de la riqueza de lepidópteros (Fig. 41).

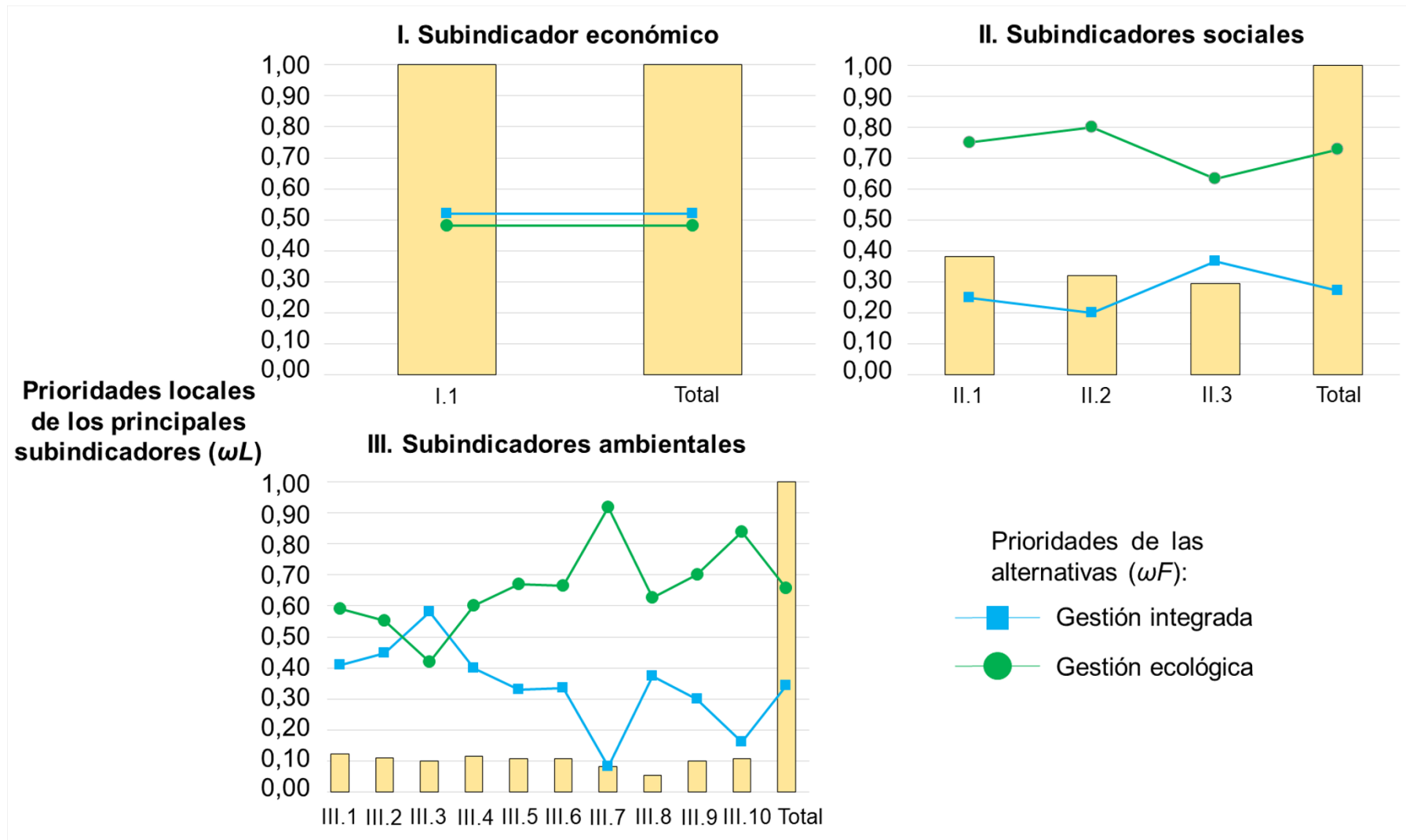


Figura 41 Comportamientos de las gestiones olivareras estudiadas (i.e. integrada y ecológica) en los subindicadores del modelo. Se muestran además los valores totales para el conjunto de subindicadores, especificando la media de cada alternativa

Por otro lado, en la Figura 42 se evidencian las prioridades de los tres indicadores principales del modelo, junto con las prioridades de cada alternativa evaluada para dichos grupos.

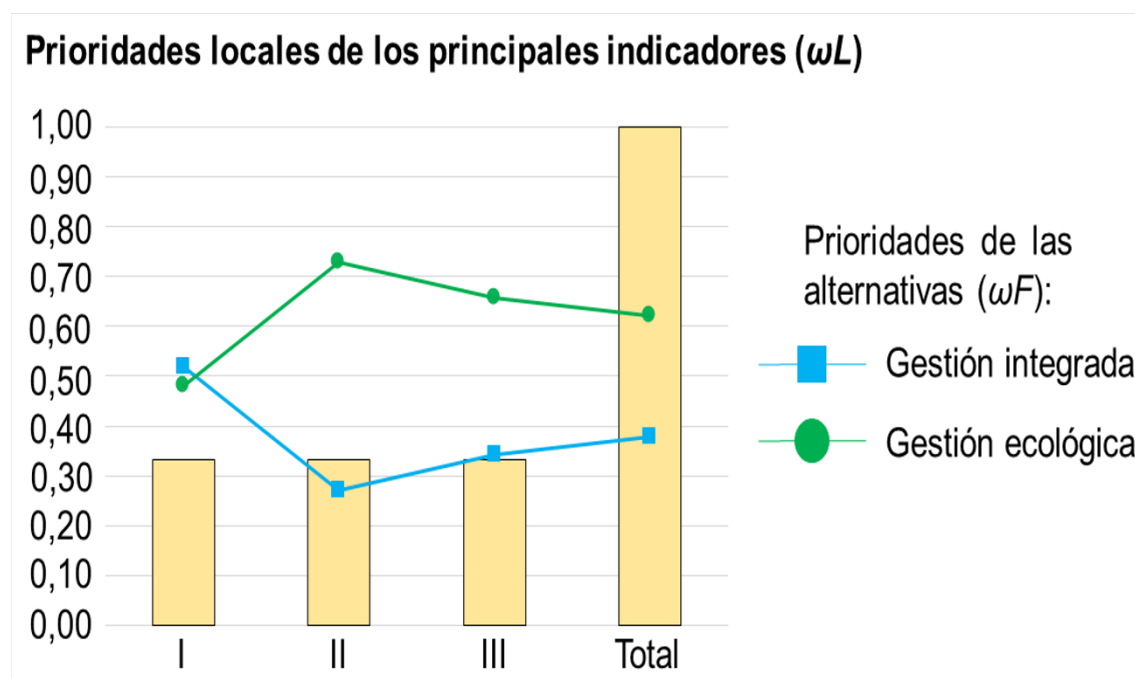


Figura 42 Comportamientos de las gestiones olivareras estudiadas (i.e. gestión integrada y ecológica) en los indicadores del modelo: I) indicador económico; II) indicadores sociales; III) indicadores ambientales. Se muestran además los valores totales para todos los indicadores especificando la media de cada alternativa

Mientras que la gestión integrada del olivar presentó una ponderación superior al ecológico en el aspecto económico, la gestión ecológica evidenció valores superiores en los aspectos social y ambiental.

Por tanto, los valores medios indican un comportamiento superior del olivar ecológico en términos de gestión multifuncional ($\omega F = 0,623$), frente a la gestión integrada ($\omega F = 0,377$).

3.3.1.2 Análisis de las demandas sociales y valoración del rendimiento global del modelo

En la Tabla 27 se presentan las prioridades de las alternativas del modelo en cuanto al grado de satisfacción de las diferentes demandas sociales, así como a nivel de gestión agrícola multifuncional global. Se indica, además, el nivel de acuerdo entre expertos para cada nodo acorde al índice *RGA*.

Tabla 27 Prioridades del modelo AHP para el caso de estudio y resultados del índice de acuerdo entre expertos RGA, cuyos límites de segmentación fueron: $P^{RGA\ 1/3} = 12,426$; $P^{RGA\ 2/3} = 23,186$

Nodos del modelo de análisis de procesos jerárquicos	Prioridades de los nodos	Prioridades de las alternativas		Acuerdo entre expertos	
		Gestión integrada	Gestión ecológica	Índice <i>RGA</i>	Grado de acuerdo
Objetivo principal – Gestión multifuncional	1,000	0,379	0,621	18,238	••
D.I. Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores	0,173	0,380	0,620	23,186	••
D.II. Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores	0,170	0,380	0,620	10,735	•
D.III. Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros	0,150	0,380	0,620	12,426	•
D.IV. Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural	0,137	0,376	0,624	8,848	•
D.V. Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático	0,132	0,379	0,621	19,063	••
D.VI. Asegurar una forma sostenible de producir alimentos	0,126	0,376	0,624	29,819	•••
D.VII. Asegurar un suministro estable de alimentos	0,103	0,380	0,620	23,586	•••

El sistema de agricultura ecológica presentó ponderaciones superiores para todas las demandas sociales en comparación con la gestión integrada del olivar en la Comarca de *Estepa* (Fig. 43). Las demandas relacionadas con una producción sostenible y un suministro estable de alimentos mostraron el mayor grado de acuerdo entre expertos (*RGA*: 29,819 y 23,586 respectivamente).

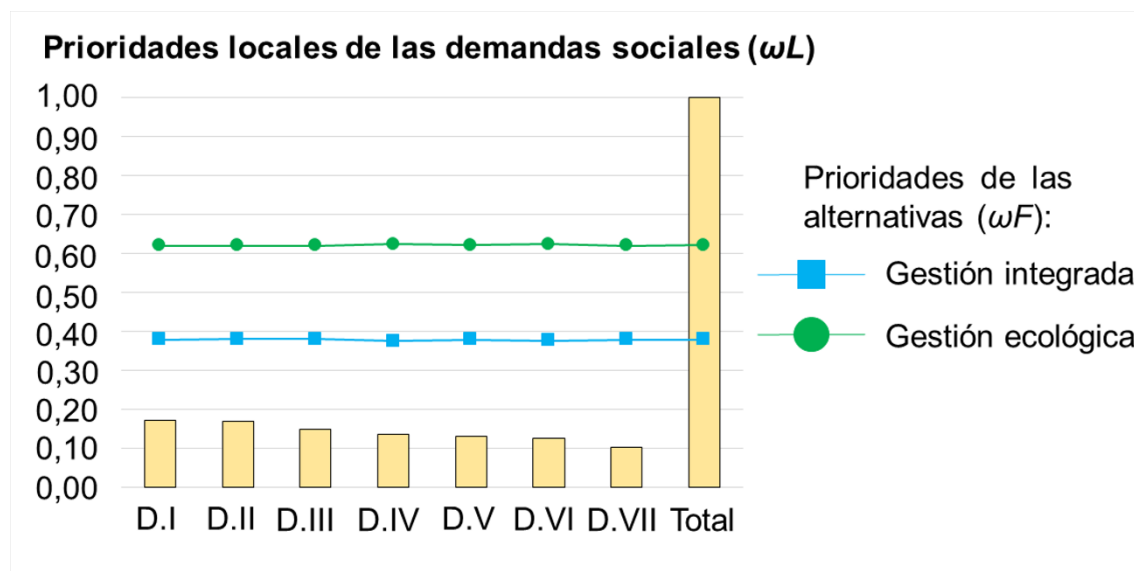


Figura 43 Comportamientos de las gestiones olivareras estudiadas (i.e. gestión integrada y ecológica) acorde a las demandas de la sociedad hacia la agricultura. Se muestran además los valores totales para las demandas especificando la media de cada alternativa

A nivel general, y con un nivel medio de acuerdo entre expertos (*RGA*: 18,238), el valor medio de la contribución del olivar integrado a un modelo de agricultura multifuncional que satisfaga las demandas sociales fue de $\omega F = 0,379$, evidenciándose un comportamiento superior de la gestión olivarera ecológica ($\omega F = 0,621$).

3.3.2 Análisis de sensibilidad del modelo

Tomando como principal limitación del modelo generado la asunción sobre la equitatividad de las prioridades de los tres grupos de indicadores evaluados (i.e. económico, social y ambiental), se realizaron simulaciones alternativas variando dichos criterios de ponderación. De este modo, se evaluó la estabilidad y fiabilidad del modelo diseñado (Saisana et al. 2005). Así, mientras que en el modelo principal se asumió una prioridad local equitativa para cada grupo de indicadores (ωL : 0,333), se generaron adicionalmente diferentes escenarios en los cuales se ponderó cada indicador con diferentes pesos locales (Tabla 28): a) ωL : 0,200; b) ωL : 0,400; c) ωL : 0,600; d) ωL : 0,800. No obstante, para la generación de estos escenarios alternativos se tuvieron en

cuenta dos asunciones: a) equitatividad en cuanto a las ponderaciones del resto de grupos de indicadores en cada escenario diseñado; y b) principio conservativo en cuanto al resto de prioridades del modelo, considerando constantes las opiniones de los expertos y las demandas sociales analizadas.

Tabla 28 Prioridades locales para cada indicador (ωL) dentro de cada conjunto de escenarios simulados junto con las prioridades de las alternativas evaluadas (ωF)

Escenario	Prioridades de los grupos de indicadores			Prioridades de las alternativas	
	I. Económico	II. Social	III. Ambiental	Gestión integrada	Gestión ecológica
Económico	0,200	0,400	0,400	0,351	0,649
	0,400	0,300	0,300	0,393	0,607
	0,600	0,200	0,200	0,435	0,565
	0,800	0,100	0,100	0,478	0,522
Social	0,400	0,200	0,400	0,401	0,599
	0,300	0,400	0,300	0,368	0,632
	0,200	0,600	0,200	0,335	0,665
	0,100	0,800	0,100	0,302	0,699
Ambiental	0,400	0,400	0,200	0,385	0,615
	0,300	0,300	0,400	0,376	0,624
	0,200	0,200	0,600	0,366	0,634
	0,100	0,100	0,800	0,357	0,643

En todos los escenarios, el olivar ecológico mostró un comportamiento global superior al del olivar integrado, confirmando así la robustez del modelo generado.

3.4 Discusión

La sostenibilidad de los agroecosistemas de olivar es un objetivo para el que debe considerarse un enfoque multifuncional que cuantifique las dimensiones económicas, sociales y ambientales de estos sistemas (Rescia et al. 2017). Así pues, sólo un enfoque de gestión que equilibre estos factores puede contribuir a la viabilidad de estos paisajes agrícolas, garantizando el mantenimiento de los servicios ecosistémicos que generan para la sociedad (López-Pintor et al. 2018). En este sentido, los procesos erosivos conforman una de las principales amenazas contra la perdurabilidad de los sistemas de olivar a largo plazo (Bazzoffi 2009; Parras-Alcántara et al. 2016). Así, además de mermar la sostenibilidad ecológica de estos cultivos mediante una degradación de los procesos y funciones principales del medio biofísico, como son la pérdida de horizontes edáficos y fertilidad del suelo, que afectan de forma directa a la diversidad animal y vegetal del sistema (Nekhay et al. 2009b; Sánchez-Moreno et al. 2015; Gómez et al. 2018), las

dimensiones económica y social también se ven afectadas. El incremento de erosión genera una merma de la producción olivarera, repercutiendo de forma directa sobre la renta agraria (Gómez et al. 2014a). Ante esta situación, los propietarios se ven obligados a intentar mantener el nivel productivo de las parcelas y su nivel de vida mediante la incorporación de una mayor cantidad de aportes energéticos al sistema en forma de herbicidas, fertilizantes y pesticidas (de Graaff et al. 2010). No obstante, a menos que se implementen medidas de mitigación de los procesos erosivos como la introducción y el mantenimiento de coberturas vegetales edáficas vivas, las consecuencias de los procesos erosivos a mediano plazo son inevitables (Zuazo et al. 2009). Esta necesidad de incorporar al cultivo una mayor cantidad de compuestos que mantengan la producción deriva en una mayor necesidad de mano de obra en las explotaciones, generándose una mayor cantidad de empleo de forma inmediata (Giourga et al. 2008; Gómez-Limón et al. 2012; Cappelletti et al. 2014). No obstante, en una escala temporal de mayor amplitud, al continuar descendiendo la producción de las parcelas por erosión, se incrementan los gastos de mantenimiento de la explotación, dando lugar en condiciones extremas a una pérdida neta de beneficios para los agricultores y al abandono total de la actividad agrícola.

Al analizar comparativamente los dos tipos de gestión agrícola presentes en *Estepa*, la gestión integrada fue ligeramente superior en términos de rentabilidad y riqueza de los lepidópteros (Scandurra et al. 2016). Sin embargo, se observó cómo el manejo ecológico promovió una mayor generación de empleo y al mismo tiempo favoreció una mayor conservación ambiental dando lugar a un mayor porcentaje de carbono en el suelo y en la hojarasca, y una mayor riqueza y diversidad vegetal en el cultivo del olivo (Martínez-Sastre et al. 2017; Rodríguez-Pleguezuelo et al. 2018).

En los cultivos olivareros, como en cualquier otro sistema agrario, el beneficio económico para los propietarios es uno de los principales factores que contribuyen al mantenimiento de la actividad agrícola (Sgroi et al. 2015). Aunque en la Comarca de *Estepa* la gestión integrada mostró una mayor generación de ingresos que la olivicultura ecológica, según los criterios de Lampkin y Padel (1994), hay que tener en cuenta que, para valorar adecuadamente los beneficios de una explotación agrícola, es necesario utilizar una escala temporal amplia en los análisis realizados. Esta limitación es especialmente destacable en la DOP *Estepa*, ya que todas las parcelas de olivar ecológico muestreadas acababan de completar su periodo de conversión desde un sistema de gestión integrada (i.e. 3 años desde la primera producción ecológica (BOE 2008)), por lo que los gastos en cuanto al

cambio de infraestructuras y la adopción de las nuevas prácticas agrarias aún no permitieron ver reflejada la mejora de esta nueva gestión en el análisis económico de las explotaciones. Por otro lado, la demanda de empleo es una preocupación agrícola clave debido a factores como el éxodo rural, ya que la presencia de mano de obra constante es esencial para proporcionar un suministro estable de alimentos a la sociedad (Villanueva et al. 2015). Estudios como el de Fleskens et al. (2009) o el de Rodríguez-Pleguezuelo et al. (2018) señalan cómo un cambio hacia una gestión del olivar más ecológica en Andalucía podría actuar como motor económico rural, generando empleo local e incrementando el valor social, ambiental y cultural de estos paisajes. Acorde a la legislación vigente en España (BOE 2011; BOJA 2015b), el cultivo ecológico del olivar está asociado a la implantación y mantenimiento de coberturas vegetales edáficas y al empleo de fertilizantes orgánicos, prácticas para cuya implementación es necesaria mano de obra especializada (Villanueva et al. 2015). Cabe destacar, adicionalmente, la tradición de la implicación de la mano de obra familiar en este tipo de gestión agrícola, asociada al conocimiento ecológico cultural de la producción olivarera.

Además, la gestión agrícola ecológica mostró valores más favorables para los indicadores ambientales (Parra-López et al. 2007; Zuazo et al. 2009). La implementación obligatoria intercalar y el mantenimiento de las cubiertas vegetales del suelo con la finalidad de mitigar las consecuencias de los procesos erosivos (BOE 2002), dio lugar a un mejor suministro de servicios de regulación por parte de estos sistemas, destacando una mayor fijación de materia orgánica y carbono tanto a nivel edáfico como en hojarasca en los olivares ecológicos. Estos incrementos en la cantidad de materia orgánica y carbono disponible por parte del olivo, siendo de 44,29% a nivel de suelo y de 23,16% a nivel de hojarasca, constituyen factores extremadamente importantes a nivel institucional, pues ambos factores son considerados por la PAC como indicadores de la implementación de prácticas agronómicas respetuosas con el medio ambiente. También se evidenció un 29,22% más de cobertura vegetal en los olivares ecológicos (i.e. 27,65% de plantas herbáceas y 0,16% de plantas leñosas), siendo menor el porcentaje de suelo desnudo en estas explotaciones. Aunque la diversidad vegetal estimada dentro de las parcelas mostró valores bajos, correspondientes a la naturaleza del monocultivo del olivo en Andalucía (Isbell et al. 2017), el manejo ecológico mostró una mayor diversidad vegetal (2,10 bits), así como riqueza de gramíneas y leguminosas, familias de herbáceas que contribuyen positivamente al ciclo del carbono, fijación de nitrógeno y fertilidad del sistema (Gómez

et al. 2004; Castro et al. 2008). Sin embargo, a diferencia de lo demostrado por Carpio et al. (2018), la riqueza de lepidópteros diurnos, grupo entomológico cuya presencia está condicionada por factores como el uso de herbicidas y plaguicidas y la contaminación difusa, fue mayor en los olivares con gestión integrada, tratamiento donde se encontraron cuatro especies exclusivas. Sin embargo, este hecho no debe interpretarse como una mayor presencia de contaminantes en la agricultura ecológica, pues los olivares muestreados pertenecientes a este sistema de gestión habían concluido recientemente su proceso de conversión.

El método de Análisis de Procesos Jerárquico empleado presentó la ventaja de analizar múltiples objetivos relevantes e independientes para una fuerte sostenibilidad agrícola, en la que la sostenibilidad del capital natural está limitada por las características ecológicas del sistema, contribuyendo al bienestar humano (Ayres et al. 2001). No obstante, los resultados obtenidos deben interpretarse cuidadosamente teniendo en cuenta las restricciones metodológicas del modelo desarrollado, destacando:

- a) la ejecución de un diseño no balanceado, con un mayor número de subindicadores ambientales que sociales y económicos, tratando de paliar esta limitación considerando una contribución equitativa de los indicadores en la satisfacción de las demandas sociales; y
- b) el empleo de puntuación directa como método de evaluación del modelo en lugar de las comparaciones pareadas debido a su elevado número de nodos, siendo una metodología más eficiente y operativa en estas situaciones, pero no permitiendo analizar su consistencia (Carmona-Torres et al. 2014).

A partir de estas consideraciones, el modelo mostró una mayor contribución de la gestión ecológica a las demandas sociales relacionadas con la agricultura en España, alcanzando unas mayores prioridades que el cultivo integrado. El olivar ecológico se consolidó como la mejor opción de gestión en *Estepa* tanto para satisfacer las demandas del mercado, como para lograr un sistema de gestión agraria más sostenible con prácticas agrícolas que retrasen los efectos de los procesos erosivos (Zuazo et al. 2009). Así, el papel de las políticas europeas como la PAC es fundamental para el fomento del empleo de prácticas agronómicas que promuevan una mayor transición hacia la gestión ecológica de los olivares, fomentando la multifuncionalidad y viabilidad de estos sistemas (López-Pintor et al. 2018).

3.5 Conclusiones y recomendaciones futuras

Mediante el empleo del Análisis de Procesos Jerárquicos, se demostró la superioridad de la gestión ecológica del olivar en comparación con la gestión predominante integrada en la región de *Estepa* (Andalucía, España). De este modo, los cultivos olivareros ecológicos u orgánicos contribuyen a satisfacer en mayor medida las principales demandas sociales, a nivel de España, relacionadas con los sistemas agrícolas. Por tanto, un aumento de la proporción de olivares ecológicos en el área de estudio, promovido a través de políticas multiescales europeas, nacionales y regionales que consideren el valor de las externalidades positivas no productivas del olivar conduciría a un mayor bienestar poblacional para las generaciones presentes y futuras, promoviendo la sostenibilidad y multifuncionalidad del olivar como sistema agrícola.

Finalmente, futuros estudios deberían estar orientados hacia la generación de modelos de Análisis de Procesos Jerárquicos diseñados de forma específica para el área de estudio partiendo de un mayor número de subindicadores evaluados, con la finalidad de realizar una evaluación más cuantitativa y exhaustiva del olivar de *Estepa*. Por otro lado, es necesaria la generación de modelos de toma de decisión multicriterio a una mayor escala, es decir, no restringidos a una Comarca concreta de olivar, con la finalidad de poder inferir los resultados obtenidos a una escala general más amplia, y así evaluar la sostenibilidad y adecuación entre la oferta y la demanda de los cultivos olivareros en general.

CAPÍTULO 4*

ESTIMACIÓN DE LA TOLERANCIA A LA PÉRDIDA DE SUELO COMO ÍNDICE AGRÍCOLA ORIENTADO A LA SOSTENIBILIDAD DEL OLIVAR ANDALUZ: EL CASO DE LA REGIÓN DE *ESTEPA* (ANDALUCÍA, ESPAÑA)

* Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia AJ (2019) Estimation of Soil Loss Tolerance in olive groves as an indicator of sustainability: the case of the Estepa region (Andalusia, Spain). *Agronomy* 9(12):785. 9(12): 785. <https://doi.org/10.3390/agronomy9120785>. Disponible en Anexo 8

4.1 Introducción

Los paisajes agrícolas de olivar conforman sistemas socio-ecológicos mediterráneos, siendo particularmente notoria su extensión en España, donde alcanzan una superficie mayor a 2,5 M ha, de las cuales 1,5 M ha se sitúan en Andalucía (INE 2013). Estos paisajes se caracterizan por su multifuncionalidad debida, fundamentalmente, a su función productiva y de abastecimiento de aceite de oliva (i.e. más de 1,2 M t año⁻¹) y su función socio-económica debido a la generación de empleo, que supone un 10% del sector agrícola a nivel nacional y una contribución a la renta agraria del 20% para la región andaluza y del 6% a nivel de España (INE 2013, 2014). Debido a este carácter multiservicios, junto al hecho de conformar sistemas agrícolas de larga tradición cultural en España, recientemente la Junta de Andalucía ha solicitado a la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) que se otorgue al olivar en general la figura de Patrimonio de la Humanidad, con la finalidad de que dicha concesión supondría un reconocimiento y puesta en valor de tipo socio-cultural y económica de estos paisajes, otorgando un valor añadido a sus productos, acrecentando su relevancia internacional (Velázquez y Buffaria 2017; JA 2018a, b).

Sin embargo, a pesar de esta perspectiva alentadora en cuanto a la sostenibilidad de estos paisajes, es necesaria la realización de análisis más detallados sobre su viabilidad a largo plazo. La sostenibilidad de los sistemas socio-ecológicos de olivar debe ser evaluada desde una perspectiva multidimensional y holística (Sal y García 2007; Fleskens et al. 2009; Gómez-Limón et al. 2012), teniendo en cuenta las principales demandas y necesidades de los agricultores como principales actores sociales, de los tomadores de decisiones políticas de carácter multiescalar (i.e. nivel regional, nacional y europeo), y de los profesionales científicos del sector que conozcan el funcionamiento biológico de estos sistemas (Parra-López et al. 2007, 2008a). Esto significa poder asegurar la viabilidad económica del cultivo manteniendo un nivel productivo óptimo que se adecúe a una buena calidad de vida de los agricultores, y satisfaga las demandas de la sociedad para con estos sistemas (CE 2016; Rodríguez-Entrena et al. 2017; Sayadi et al. 2017; Brilli et al. 2018).

Autores como de Graaff et al. (2010) y Van Vliet et al. (2015) han mencionado a la intensificación agrícola y el abandono rural como los problemas genéricos de mayor importancia en el espacio rural europeo. En Andalucía, aunque el abandono del olivar ha sido tradicionalmente escaso, en los últimos años un alto número de explotaciones han

sido intensificadas con la finalidad de mantener un suministro estable de alimentos para la población (Manzini 2008; Alonso y Krajsic 2013). No obstante, los procesos de intensificación agrícola, aunque incrementan la producción a corto plazo, conllevan externalidades negativas asociadas tales como la contaminación difusa derivada del mayor uso de herbicidas y pesticidas, el incremento de los procesos erosivos o la pérdida de servicios ecosistémicos especialmente relevantes en los olivares andaluces (i.e. menor capacidad de secuestro de carbono y menor biodiversidad, entre otros) (Martínez et al. 2006; Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013; Egea y y Pérez 2016; López-Pintor et al. 2018; Lal 2019) y, todas ellas, contribuyen a disminuir el rendimiento del cultivo a largo plazo (Sastre et al. 2017).

La erosión destaca como una de las principales amenazas contra la sostenibilidad de los olivares y, si bien no puede ser totalmente controlada, diversas prácticas agrícolas como la presencia de bancales en zonas de alta pendiente y el mantenimiento de coberturas del suelo vivas o inertes contribuyen a reducir sus tasas de pérdida de suelo (Zuazo y Pleguezuelo 2009; Gómez et al. 2011, 2014a). El control de la erosión en los cultivos es necesario para reducir las pérdidas de nutrientes, evitar la contaminación de las aguas superficiales y evitar la sedimentación o el entarquinamiento de las masas de agua (Lal 2005). En este sentido, es importante, desde un punto de vista de gestión, implementar prácticas que minimicen los impactos ambientales derivados de estos procesos de intensificación llevados a cabo para incrementar la eficacia productiva de los olivares, permitiendo así la captación de subsidios ambientales por parte de los agricultores (Gómez-Calero 2010a; Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013; Rescia et al. 2017). Si bien se han realizado numerosos estudios en Andalucía sobre las consecuencias socio-económicas y ambientales de la erosión en los cultivos de olivar (Galán et al. 2008; Gómez-Limón et al. 2012; Gómez et al. 2014a; Parras-Alcántara et al. 2016; Sánchez-Escobar et al. 2018), aún no han sido establecidas las tasas de erosión permisibles para mantener un nivel máximo sostenible de producción al tiempo que se mantiene la pérdida de suelo por debajo de un determinado umbral límite como es el índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS). No obstante, la estimación de este índice es de extrema relevancia en la evaluación de la sostenibilidad del olivar, al ser un indicador directo de la máxima pérdida de suelo admisible para que un cultivo mantenga una producción equilibrada con los medios actuales (Lombardi-Neto y Bertoni 1975; Li et al. 2009; Liu et al. 2009).

Se estimó por primera vez el estado de conservación edáfica del olivar andaluz a través de la implementación y calibración del índice TPS para evaluar su sostenibilidad, considerando su alto grado de importancia socio-económica, cultural, y para la conservación paisajística y provisión de servicios ecosistémicos a escala regional y nacional. Específicamente, los objetivos del estudio fueron:

- a) estimar teóricamente (i.e. en base a datos bibliográficos) y de forma genérica el índice TPS para todas las Denominaciones de Origen Protegidas (DOPs) de aceite de oliva virgen extra andaluzas;
- b) realizar un estudio exhaustivo de la Comarca olivarera y DOP Estepa en Sevilla (Andalucía, España) estimando, de forma empírica, su TPS. Se diseñó, adicionalmente, un nuevo índice de tolerancia a la erosión específico para los sistemas de olivar basado en parámetros físico-químicos edáficos (i.e. índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo en cultivos de olivar, TPSco); y
- c) calcular experimentalmente el índice de Productividad Edáfica (i.e. IPE) para la DOP Estepa basándonos en los estudios de Duan et al. (2009, 2012 y 2017), para conocer el potencial productivo de la región.

4.2 Materiales y métodos

4.2.1 *Caracterización de las diferentes áreas de estudio*

Las áreas de estudio consideradas para la estimación bibliográfica del índice TPS fueron las principales Denominaciones de Origen Protegidas (DOPs) de aceite de oliva presentes en Andalucía (Fig. 44). Dichas DOPs, junto a su superficie olivarera, fueron: *Sierra de Cádiz* (31.500 ha); *Antequera* (75.000 ha); *Baena* (37.532 ha), *Montoro-Adamuz* (53.126 ha), *Priego* (28.628 ha); *Lucena* (72.438 ha); *Poniente de Granada* (71.000 ha); *Montes de Granada* (56.000 ha); *Sierra de Cazorla* (31.500 ha); *Sierra de Segura* (38.819 ha); *Sierra Mágina* (61.000 ha); y *Estepa* (39.463 ha).

La DOP *Estepa* fue usada como caso particular de estudio para la implementación experimental del índice TPS, el desarrollo del índice TPS específico para los cultivos olivareros (TPSco), y para la estimación empírica de su índice de Productividad Edáfica (IPE).

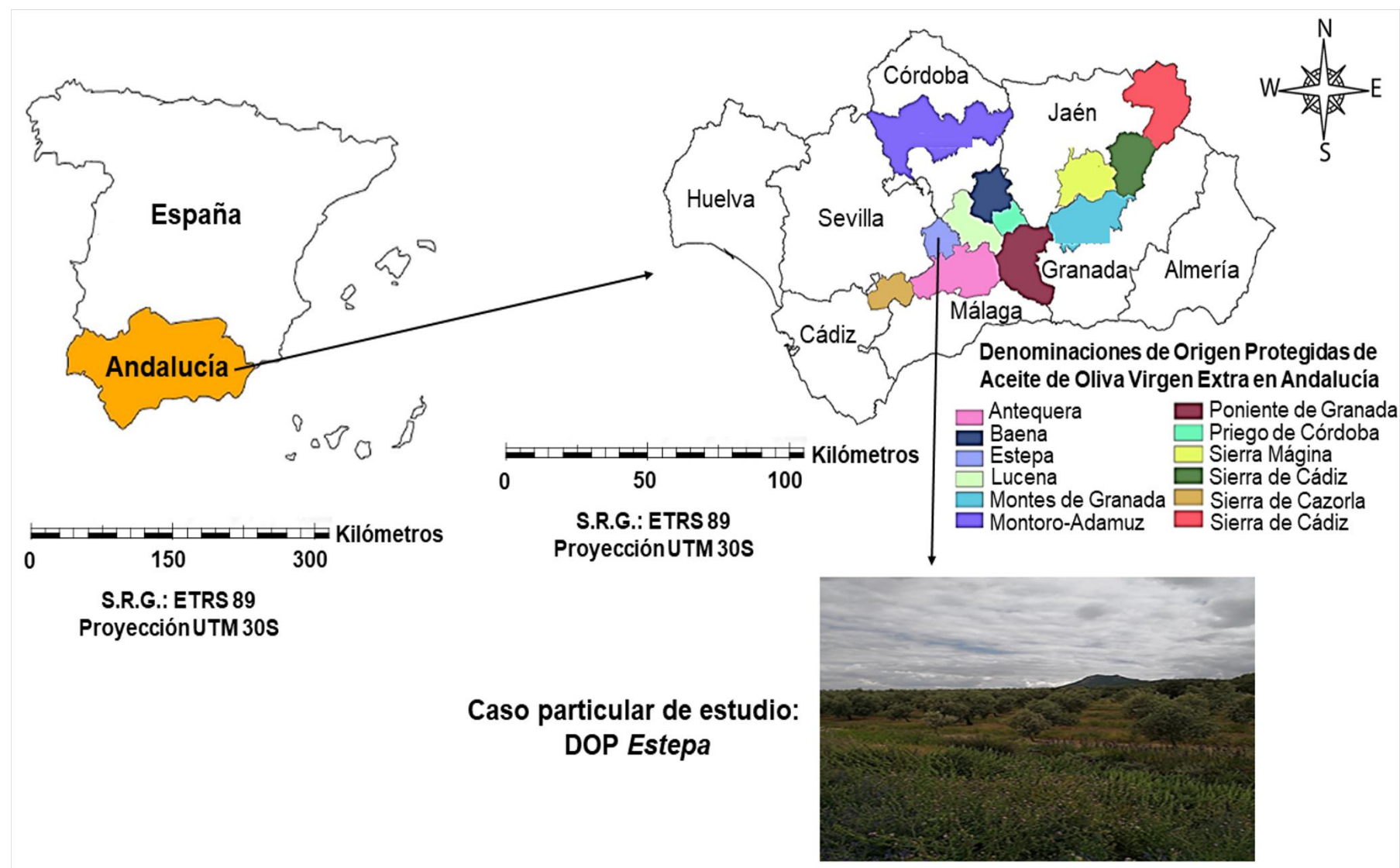


Figura 44 Localización de las Comarcas olivareras correspondientes a las principales DOPs de aceite de oliva en Andalucía. Imagen detallada del caso particular de estudio de *Estepa* en Sevilla (Andalucía, España)

Las DOPs olivareras estudiadas presentan un clima mediterráneo con variaciones pluviométricas, encontrándose los paisajes de olivar distribuidos en un amplio rango de altitud y tipos de suelo (BOJA 2015a, b). Si bien tradicionalmente los olivares se disponen en 3 o más pies, progresivamente ha habido una transición hacia plantaciones más intensivas de un solo pie por la mayor facilidad en la implementación de prácticas de laboreo mecanizadas (BOJA 2015b, 2016). En la actualidad, las plantaciones tradicionales representan el 73,1% de la superficie olivarera en Andalucía, mientras que las plantaciones intensificadas con árboles en un único pie conforman el 26,9% (BOJA 2015b). Acorde a la clasificación realizada por el informe MAPAMA (2019), las principales características de las áreas de estudio se recopilan en la Tabla 29:

Tabla 29 Características orográficas y climáticas del olivar en las áreas de estudio (DOPs). Se detalla la altitud del cultivo (msnm); texturas del suelo predominantes; clima predominante de la región; y precipitaciones anuales (mm)

DOP	Altitud	Textura edáfica	Clima	Precipitaciones
<i>Sierra de Cádiz</i>	500	Arcillosa Limosa	Mediterráneo subtropical	600
<i>Antequera</i>	450-600	Franco-arenosa Arcillosa	Mediterráneo continental	200-800
<i>Baena</i>	400-600	Arenosa	Mediterráneo templado	600-800
<i>Montoro-Adamuz</i>	400-500	Franco-arcillosa	Mediterráneo estricto	600-700
<i>Priego</i>	hasta 1000	Franco-arenosa Arcillosa	Mediterráneo extremos	200-800
<i>Lucena</i>	400-800	Franco-limosa	Mediterráneo	200-800
<i>Poniente de Granada</i>	500-1100	Franco-arcillosa	Mediterráneo templado	250-800
<i>Montes de Granada</i>	750-1200	Franco-arcillosa	Mediterráneo continental	400-600
<i>Sierra de Cazorla</i>	800	Arenosa	Mediterráneo extremo	600
<i>Sierra de Segura</i>	900	Arenosa Limosa	Mediterráneo extremo	500-700
<i>Sierra Mágina</i>	850-1000	Arenosa	Mediterráneo subtropical	500-800
<i>Estepa</i>	200-800	Franca	Mediterráneo templado	400-500

4.2.2 Implementación del Índice Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS)

4.2.2.1 Índice TPS en función del medio físico

En esta primera estimación de la pérdida admisible de suelo (i.e. índice TPSf), sólo se tienen en cuenta las características intrínsecas a los medios físicos de los cultivos, destacando la profundidad edáfica del sistema, definida como la sección de perfil favorable para el desenvolvimiento del sistema radicular de las plantas, y la densidad aparente del suelo como estimador de su compactación (Pérez et al. 2017). En primer

lugar, aplicando fórmula de Stamey y Smith (1964), revisada por Moreira-Madueño (1991), se estimó el peso del suelo por unidad de superficie en cada una de las áreas de estudio (Ec. 25):

$$W = 100 \cdot A \cdot Dap \quad (25)$$

donde W : peso de suelo por unidad de superficie ($t\ ha^{-1}$); A : altura/profundidad del suelo (cm); Dap : densidad aparente del suelo ($g\ cm^{-3}$)

Aunque acorde al criterio de Moreira-Madueño (1991), las simulaciones temporales para la estimación del índice TPSf deben realizarse a 1000 años, en la presente investigación se consideró un intervalo de tiempo más corto incrementando la aplicabilidad de los resultados obtenidos y poder realizar recomendaciones de gestión de los cultivos olivareros adaptadas a las demandas cortoplacistas de los agricultores (Hu 1997; Anastasiadis y Chukova 2019). Se empleó un intervalo de 100 años como tiempo de simulación, siendo el período máximo para erosionar la cantidad de suelo disponible por unidad de superficie. Acorde a la Ecuación 26, se obtiene el índice TPSf:

$$TPSf = W \cdot 100^{-1} \quad (26)$$

donde $TPSf$: pérdida de suelo máxima permisible en base a las características físicas del medio edáfico sobre el que se sustenta el cultivo ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$); W : peso de suelo por unidad de superficie ($t\ ha^{-1}$); 100 : tiempo de simulación (años).

Finalmente, para estimar este índice en $mm\ año^{-1}$, debe multiplicarse el valor obtenido en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ por la equivalencia de 1 t en mm de la zona estudiada (i.e. $0.1\ Dap^{-1}$).

4.2.2.2 Índice TPS aplicado a cultivos

Esta estimación más exhaustiva de la pérdida admisible de sustrato (i.e. TPSc) considera al suelo como un recurso vivo y activo, presentando una tasa de generación y otra de degradación con el tiempo (Li et al. 2009).

Siguiendo el criterio de Moreira-Madueño (1991) se consideró, como asunción principal, un umbral límite de profundidad de 20 cm como capa de laboreo mínima, asumiendo dicho valor como la cantidad mínima de suelo que no puede ser degradada para asegurar la sostenibilidad productiva de los cultivos. Las asunciones principales acorde para la correcta aplicación de este índice fueron:

- a) el período de tiempo considerado en el que los rendimientos del cultivo deben ser similares a los actuales fue de 100 años;
- b) se asumió un carácter constante de la erosividad de la lluvia en el área de estudio, junto a su pendiente y cobertura vegetal, siendo igual a la actual;
- c) los cálculos deben detenerse cuando el suelo presente una profundidad útil menor a 20 cm durante la simulación; y
- d) modificando el criterio de Moreira-Madueño (1991), las proyecciones temporales se realizaron a 1 año (i.e. presente); 10 años (i.e. futuro inmediato); 25 años (i.e. futuro a medio plazo); 50 años (i.e. futuro a medio-largo plazo); y 150 años (i.e. futuro lejano).

Acorde a los criterios de Lombardi-Neto y Bertoni (1975) y Moreira-Madueño (1991), el TPSc puede obtenerse según la Ecuación 27:

$$TPSc = (W - (E \cdot t - R \cdot t)) \cdot 100^{-1} \quad (27)$$

donde *TPSc*: pérdida de suelo máxima permisible para un cultivo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); *W*: peso del suelo ($t \text{ ha}^{-1}$); *E*: erosión acumulada durante la simulación ($t \text{ ha}^{-1}$); *R*: tasa de regeneración edáfica ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); *t*: tiempo de simulación (años); *100*: años en que los rendimientos deben mantenerse similares a los actuales.

4.2.3 Calibración bibliográfica del Índice TPS para las DOPs de Andalucía

Para la calibración del factor de erosión acumulada (*E*) de la ecuación del índice TPSc en las DOPs analizadas se establecieron cuatro niveles erosivos acorde al informe técnico del MAPAMA (2017):

- a) erosión mínima: hasta $5 t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$;
- b) erosión leve: hasta $25 t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$;
- c) erosión media: hasta $100 t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; y
- d) erosión máxima: hasta $200 t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Los datos necesarios para poder calcular el peso de suelo por unidad de superficie en cada área de estudio y completar el resto de componentes de los índices TPSf y TPSc fueron recopilados de forma específica para cada DOP a partir de múltiples fuentes bibliográficas (Moreira-Madueño 1991; Guzmán Álvarez 2004; BOJA 2015a; ver Tabla 30).

Tabla 30 Datos edáficos para cada DOP evaluada. Se especifica el tipo de sustrato predominante (S); roca original mayoritaria (RO), siendo MG: margas compactas, CD: caliza dura, G: granito, AC: arenisca compacta; intervalo (mínimo y máximo) de altura/profundidad o valor medio en centímetros (A); densidad aparente media en g cm⁻³ (Dap); equivalencia de 1 t en mm (Eq); y suelo generado en mm año⁻¹ (SG)

DOP	S	RO	A	Dap	Eq	SG
<i>Sierra de Cádiz</i>	Calizo	MC	80	1,21	0,08	0,10
<i>Antequera</i>	Calizo	CD	80	1,16	0,09	0,01
<i>Baena</i>	Calizo	CD	100	1,36	0,07	0,01
		MC	120			0,10
<i>Montoro-Adamuz</i>	Granítico	G	30-120	1,21	0,08	0,10
<i>Priego</i>	Calizo	CD	100	1,52	0,07	0,01
<i>Lucena</i>	Calizo	CD	100	1,36	0,07	0,01
<i>Poniente de Granada</i>	Calcáreo	CD	20-170	1,21	0,08	0,01
<i>Montes de Granada</i>	Calcáreo	CD	20-170	1,16	0,09	0,01
<i>Sierra de Cazorla</i>	Calizo	AC	80	1,68	0,06	0,01
<i>Sierra de Segura</i>	Calizo	CD	100	1,52	0,07	0,01
<i>Sierra Mágina</i>	Calizo	CD	30-80	1,68	0,06	0,01
<i>Estepa</i>	Calizo	CD	30-150	1,36	0,07	0,01

Finalmente, la cantidad de suelo generado en mm año⁻¹ se transformó a t ha⁻¹ año⁻¹ (Ec. 28):

$$SG = SG_m \cdot Dap \cdot 10 \quad (28)$$

donde *SG*: suelo generado (t ha⁻¹ año⁻¹); *SG_m*: suelo generado (mm año⁻¹); *Dap*: densidad aparente (g cm⁻³); *10*: coeficiente de conversión de centímetros a milímetros.

4.2.4 Diseño experimental, toma y tratamiento de las muestras edáficas en la DOP Estepa

En la DOP *Estepa*, situada en Sevilla (Andalucía, España), el manejo mayoritario del olivar es integrado de secano, con un número restringido de parcelas con riego deficitario (Iniesta et al. 2009; BOJA 2015b). Bajo este tipo de gestión se permite el uso de abonos químicos de forma controlada por Agencias Técnicas de Control (ATC) (Rodrigues et al. 2012; BOJA 2016). Minoritariamente, también se aplica una gestión ecológica del olivar en parcelas aisladas bajo un régimen de secano y con uso de abonos orgánicos (BOE 2004; Parra-López y Calatrava-Requena 2006; BOJA 2016).

Para asegurar una correcta representatividad de muestreo, se superpuso una capa de información geográfica en cuanto al estado erosivo de las parcelas de olivar en *Estepa* partiendo de la cartografía catastral de la Junta de Andalucía (IECA 2018), del Sistema de Información sobre Ocupación del suelo de España (SIOSE 2011), y del informe técnico del MAPAMA (2017).

De este modo, en la Tabla 31 se estimaron los parámetros de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (Wischmeier y Smith 1961; Onori et al. 2006), basándonos en los criterios de Moreira-Madueño (1991); Gómez et al. (2003); Gómez y Giráldez (2010); Gisbert Blanquer et al. (2012); y Sánchez Escobar (2015), además de emplear datos experimentales obteniendo los siguientes estados erosivos:

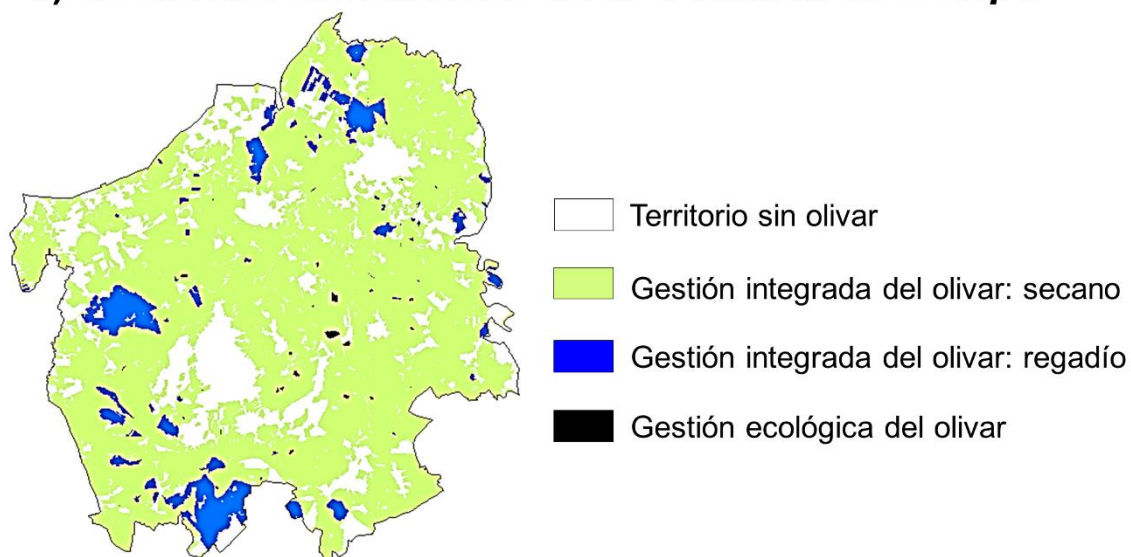
Tabla 31 Clasificación del olivar de *Estepa* en función de sus estados erosivos, teniendo en cuenta su gestión olivarera. Los estados erosivos propuestos se corresponden con la clasificación realizada por Moreira-Madueño (1991)

Gestión	Estado erosivo	Factores					A (t ha ⁻¹ año ⁻¹)
		R (J ha ⁻¹)	K (Mg J ⁻¹)	LS	C	P	
Integrada	Nulo	109,7	0,82	0,00 (0%)	0,16	1	---
	Leve	109,7	0,89	0,18 (3%)	0,16	1	2,81
	Moderado	109,7	0,56	0,70 (7%)	0,16	1	6,88
	Severo	109,7	0,95	2,20 (15%)	0,16	1	36,68
Ecológica	Nulo	109,7	0,82	0,00 (0%)	0,06	1	---
	Moderado	109,7	0,56	0,70 (7%)	0,06	1	2,58

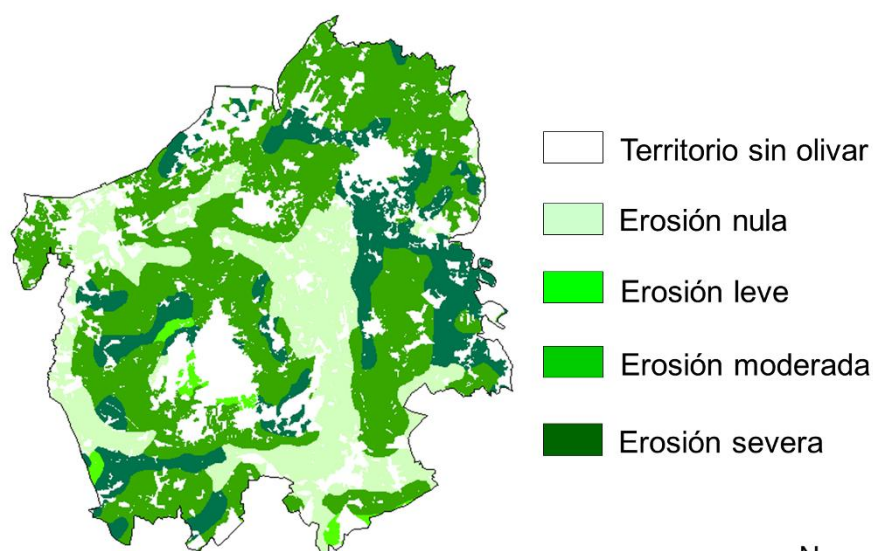
Con esta clasificación del olivar se muestrearon, de forma aleatoria, 4 parcelas dentro de cada estado erosivo y gestión, obteniendo 8 niveles de muestreo (i.e. tratamientos) (Fig. 45a, b):

- olivar integrado de seco y erosión nula;
- olivar integrado de seco y erosión leve;
- olivar integrado de seco y erosión moderada;
- olivar integrado de seco y erosión severa;
- olivar integrado con riego y erosión moderada;
- olivar integrado con riego y erosión severa;
- olivar ecológico con erosión nula; y
- olivar ecológico con erosión moderada.

a) Gestiones olivicultoras de la Comarca de *Estepa*



b) Estados erosivos



0 1 2 4 6 8

Kilómetros

S.R.G.: ETRS 89
Proyección UTM 30S

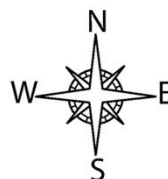


Figura 45 Cultivo de olivar en la DOP *Estepa*, indicando las gestiones integrada de secano y regadío, junto a la gestión ecológica de secano propias de la región (**a**), además de especificar los estados erosivos del área de estudio (**b**), siendo: nulo, leve, moderado, y severo

De este modo se obtuvo, finalmente, un tamaño muestral de $n = 32$ parcelas (Fig. 46; coordenadas de cada punto de muestreo disponibles en Anexo 3).

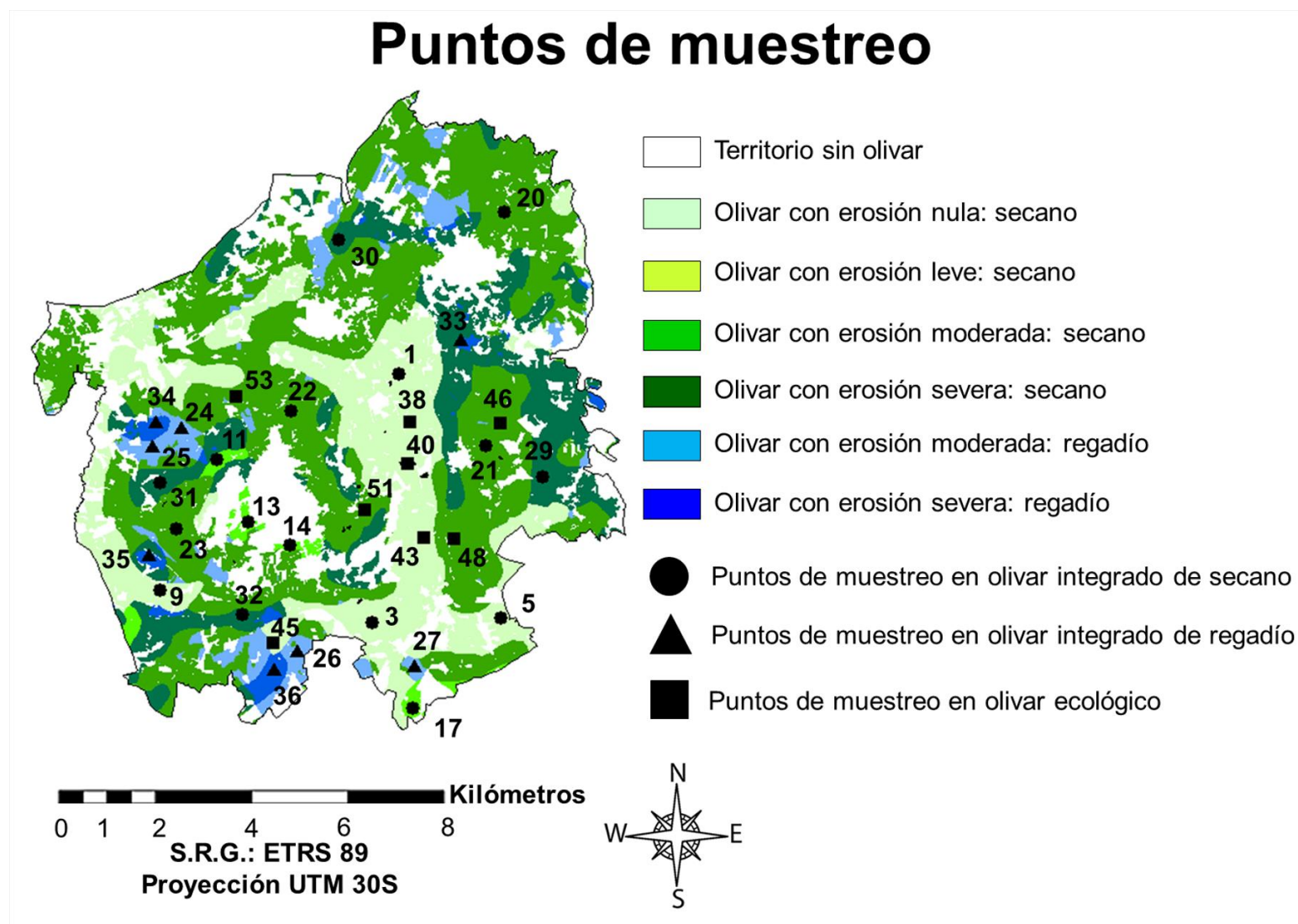


Figura 46 Mapa de la Comarca de *Estepa*, en Sevilla (Andalucía, España), donde se ubican los puntos de muestreo analizados (i.e. parcelas) pertenecientes a las distintas gestiones olivareras (i.e. olivar integrado de secano y regadío; olivar ecológico de secano) y estados erosivos (i.e. nulo, leve, moderado, y severo)

Para cada parcela se estableció un transecto de un kilómetro de longitud y 5 m de ancho en el que se tomaron tres muestras de suelo utilizando una sonda de peso 112,40 g y volumen 141,37 cm³. Por otro lado, mediante el empleo de una sonda edáfica se obtuvieron los valores de profundidad del suelo. Las muestras obtenidas fueron secadas a 105 °C durante 24 horas. Para cada tratamiento se calcularon, en base a la fracción edáfica < 2 mm, los porcentajes de porosidad y humedad mediante las estimaciones de peso de suelo seco y húmedo saturado, además de la densidad aparente acorde a la Ecuación 29 (Helson et al. 2017):

$$Dap = Mss \cdot V_i^{-1} \quad (29)$$

donde *Dap*: densidad aparente del suelo (g cm⁻³); *Mss*: masa del suelo seco de la muestra (gr); *V_i*: el volumen inicial de la muestra obtenida (cm³).

Dentro de los parámetros físicos del suelo, se calculó el porcentaje medio de partículas edáficas comprendidas entre 2 mm y 6 cm presentes en cada nivel muestreado (i.e. gravas), además de realizar un perfil textural empleando el método Bouyoucos de determinación de la composición granulométrica del suelo (Bouyoucos 1962; Beretta et al. 2014), siguiendo el criterio USDA (arenas: 2 mm-50 µm; limos: 50 µm-2 µm; arcillas: < 2 µm).

En cuanto a variables químicas edáficas se evaluó el pH de las muestras en solución acuosa obteniendo un valor medio final por nivel muestreado. Para el cálculo de materia orgánica se calculó el porcentaje de carbono orgánico presente en cada muestra a través del empleo de un método colorimétrico con dicromato potásico (Matus et al. 1997). Al presentar la variable carbono orgánico una relación lineal positiva con la materia orgánica, se obtuvo, a través de la Ecuación 30, el porcentaje de materia orgánica presente en las muestras:

$$MO = a \cdot C \quad (30)$$

donde MO: materia orgánica de la muestra (%); a: coeficiente adimensional de variación entre la materia orgánica y el carbono orgánico siendo igual a 1,724; C: carbono orgánico presente en la muestra (%).

Por último, mediante el procesado y la digestión de las muestras y aplicación de fotometría de llama como método para la estimación de cationes metálicos en medios biológicos (Afolayan y Oderinde 2018), se obtuvo el contenido en potasio de los suelos muestreados en mg kg^{-1} .

4.2.5 Índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a cultivos de olivar y cálculo del Índice de Productividad Edáfica para la DOP Estepa

El índice TPSc se modificó, manteniendo sus asunciones principales y tiempos de simulación, con la finalidad de obtener un modelo más fiable y robusto de estimación de la Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a los cultivos olivareros (i.e. índice TPSco). Dicho modelo se calibró y ejecutó a partir de datos experimentales obtenidos de forma específica para la DOP *Estepa*, implementándose la influencia significativa de variables edáficas sobre la tasa erosiva de los agrosistemas de olivar, siempre y cuando dichas variables no hubieran sido consideradas previamente en el cálculo de alguno de los factores de la USLE (i.e. parámetros texturales como el contenido en arcillas del medio edáfico para la estimación del factor K de erodabilidad del suelo, o el porcentaje de coberturas vegetales edáficas existentes en el área de estudio como estimador del factor C (Diodato 2006; Gisbert Blanquer et al. 2012)). Acorde a los criterios de Porta Casanellas et al. (2003); Lal (2005); y Díaz et al. (2009), se consideraron el porcentaje de gravas, porosidad y materia orgánica del suelo como principales variables influyentes sobre los procesos erosivos.

Antes de aplicar cualquier metodología estadística, los valores de las variables independientes consideradas fueron normalizados siguiendo la metodología de *Feature Scaling* o *MinMax scaler* acorde a la Ecuación 31 (González et al. 2013):

$$nX = (X - X_{min}) \cdot (X_{max} - X_{min})^{-1} \quad (31)$$

donde nX : variable normalizada (adimensional, rango de 0-1); X : variable original; X_{min} : valor mínimo de la variable original; X_{max} : valor máximo de la variable original.

Aplicando los valores normalizados de cada variable independiente, se ejecutó un modelo de regresión lineal con la finalidad de conocer la relación existente entre cada variable independiente y los procesos erosivos del área de estudio. Así, se formuló, acorde a la Ecuación 32, un factor de retraso erosivo reescalado (FRER_j), cuya acción se vería anulada en ausencia de erosión.

$$\begin{cases} FRER_j = \alpha + \beta \cdot RG_j + \gamma \cdot RPor_j + \delta \cdot ROM_j & E_j > 0 \\ FRER_j = 0 & E_j = 0 \end{cases} \quad (32)$$

donde $FRER_j$: factor de retraso erosivo reescalado para el nivel erosivo j ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); α : intercepta del modelo (adimensional); β, γ, δ : coeficientes de variación de cada variable independiente del modelo con la erosión (adimensionales); RG_j : porcentaje de gravas reescalado para el nivel erosivo j ; $RPor_j$: porcentaje de porosidad reescalado para el nivel erosivo i ; ROM_j : porcentaje de materia orgánica reescalados para el nivel erosivo j .

Acorde múltiples investigaciones como la de Fuentes Yagüe (1997); Brown et al. (2000) y Duan et al. (2017), el modelo TPSco sólo sería aplicable, como principal limitación, para cultivos de olivar donde las variables físico-químicas edáficas implementadas presenten valores dentro de los siguientes márgenes de tolerancia:

- a) pH desde valores mínimos de 4,5 dando lugar a suelos extremadamente ácidos hasta valores máximos de 10,0, siendo suelos fuertemente alcalinos;
- b) contenido en gravas mínimo del 0% conformando suelos de pedregosidad nula, a suelos muy pedregosos con valores máximos del 40% de partículas edáficas comprendidas entre 2 mm y 6 cm;
- c) contenido en materia orgánica mínimo del 0% formando suelos muy poco fértiles, a valores máximos de 4%, dando lugar a suelos con un contenido muy alto en carbono oxidable; y
- d) valores de porosidad mínimos del 30% característico de suelos ligeros, y máximos del 90%, conformando suelos turbosos.

Para la correcta estimación del potencial mitigador de los procesos erosivos resultantes de la combinación de las variables de suelo, se eliminó la normalización del factor $FRER_j$ de acuerdo con la Ecuación 33, dando lugar a la generación del factor de retraso erosivo (FRE_j):

$$FRE_j = nFRE_j \cdot (nFRE_{max} - nFRE_{min}) + nERF_{min} \quad (33)$$

donde FRE_j : factor de retraso erosivo para el nivel erosivo j ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); $nFRE_j$: factor de retraso erosivo reescalado para el nivel erosivo j ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); $nFRE_{max}$: valor máximo del factor de retraso erosivo normalizado; $nFRE_{min}$: valor mínimo del factor de retraso erosivo normalizado.

Finalmente, acorde a la Ecuación 34 puede estimarse el índice $TPSco$:

$$TPSco = ((W_j + R \cdot t) - ((E_j \cdot t) - (FRE_j \cdot t))) \cdot 100^{-1} \quad (34)$$

donde $TPSco$: índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a cultivos de olivar ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); W_j : peso de suelo para la categoría erosiva j ($t \text{ ha}^{-1}$); R : tasa de regeneración edáfica ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); t : tiempo de simulación (años); E_j : erosión del nivel j ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); y FRE_j : factor, en valor absoluto, de retraso erosivo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Por otro lado, se ejecutó el índice de Productividad Edáfica (i.e. IPE) de Duan et al. (2009, 2012, 2017) (Ec. 35). Para dicho índice, la obtención de un valor inferior a 0,4 en sistemas agrícolas se corresponde con una productividad baja; entre 0,4-0,8 con una productividad media; y superior a 0,8 con una productividad elevada. Dicho índice se calibró de forma específica para los estados erosivos de la DOP *Estepa*, considerando un espesor edáfico no degradable en el modelo de 20 cm:

$$IPE_j = ((SH_j \cdot SpH_j \cdot SMO_j \cdot SK_j \cdot SArC_j) \cdot ((W_j - ((E_j - R) \cdot t))) \cdot W_{máximo}^{-1}) \quad (35)$$

donde IPE_j : productividad agrícola para el estado erosivo j (adimensional, entre 0 y 1); SH_j : suficiencia de humedad en el nivel erosivo j ; SpH_j : suficiencia de pH del nivel erosivo j ; SMO_j : suficiencia de materia orgánica del estado erosivo j ; SK_j : suficiencia de potasio edáfico en el nivel erosivo j ; $SArC_j$: suficiencia de arcillas del estado erosivo j ; W_j : peso de suelo en la categoría erosiva j ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); E_j : pérdida de suelo de la categoría erosiva j ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); R : tasa de regeneración edáfica ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); t : tiempo de simulación (años); $W_{máximo}$: peso de suelo máximo ($t \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Partiendo de los datos empíricos obtenidos se procedió a la estimación de los valores de suficiencia del índice IPE siguiendo los criterios de Pierce et al. (1983); Wan et al. (2001); y Duan et al. (2009, 2017). Así, el valor de suficiencia de humedad se calibró acorde a la Ecuación 36:

$$SH_j = \begin{cases} 0 & \dots \dots \dots H_j \leq 3\% \\ 5 \cdot H_j \cdot 100^{-1} & \dots \dots \dots 3\% < H_j \leq 20\% \\ 1 & \dots \dots \dots H_j > 20\% \end{cases} \quad (36)$$

donde SH_j : suficiencia de humedad en el estado erosivo j ; H_j : contenido en humedad edáfica del estado erosivo j (%).

Por otra parte, siguiendo la Ecuación 37 se obtuvo el valor de suficiencia de pH:

$$SpH_j = \begin{cases} 0 & \dots \dots \dots pH_j \leq 2.9 \\ -1.31 + 0.446 \cdot pH_j & \dots \dots \dots 2.9 < pH_j \leq 5.0 \\ 0.12 + 0.16 \cdot pH_j & \dots \dots \dots 5.0 < pH_j \leq 5.5 \\ 1 & \dots \dots \dots 5.5 < pH_j \leq 6.5 \\ 2.086 - 0.167 \cdot pH_j & \dots \dots \dots 6.5 < pH_j \leq 8.0 \\ 0.75 & \dots \dots \dots pH_j > 8.0 \end{cases} \quad (37)$$

donde SpH_j : suficiencia de pH en el estado erosivo j ; pH_j : valor de pH edáfico del estado erosivo j .

El valor de suficiencia de la materia orgánica se estimó acorde a la Ecuación 38:

$$SMO_j = \begin{cases} MO_j \cdot 4^{-1} & \dots \dots \dots 0\% \leq MO_j < 4\% \\ 1 & \dots \dots \dots 4\% \leq MO_j \end{cases} \quad (38)$$

donde SMO_j : suficiencia de materia orgánica en el estado erosivo j ; MO_j : valor de materia orgánica edáfica para el estado erosivo j (%).

Mediante la Ecuación 39 se halló el valor de suficiencia para la concentración de potasio edáfico:

$$SK_j = \begin{cases} K_j \cdot 170^{-1} & \dots \dots \dots 0 \text{ mg kg}^{-1} \leq K_j < 170 \text{ mg kg}^{-1} \\ 1 & \dots \dots \dots 170 \text{ mg kg}^{-1} \leq K_j \end{cases} \quad (39)$$

donde SK_j : suficiencia de potasio en el estado erosivo j ; K_j : valor de concentración de potasio en el estado erosivo j (mg kg^{-1}).

Por último, se estimó el valor de suficiencia correspondiente al contenido en arcillas del suelo (Ec. 40):

$$SArc_j = \begin{cases} 1 & \dots \dots \dots 20\% \leq Arc_j \leq 40\% \\ Arc_j \cdot 20^{-1} & \dots \dots \dots 0\% < Arc_j < 20\% \\ (100 - Arc_j) \cdot 60^{-1} & \dots \dots \dots 40\% < Arc_j < 100\% \\ 0 & \dots \dots \dots Arc_j = 0\% \dots \dots \dots \text{ó} \dots \dots \dots Arc_j = 100\% \end{cases} \quad (40)$$

donde $SArc_j$: suficiencia de arcillas en el estado erosivo j ; Arc_j : contenido en arcillas del estado erosivo j (%).

Finalmente, los pesos de suelo (W) correspondientes a la DOP *Estepa* se estimaron acorde al criterio de Moreira-Madueño (1991) ya descrito en la Ecuación 27.

4.3 Resultados de estimación de los Índices de Tolerancia a la Pérdida de Suelo

4.3.1. Análisis teórico-bibliográfico de las DOPs evaluadas

4.3.1.1 Tolerancia a la Pérdida de Suelo en medios físicos

En primer lugar se estimó, para cada DOP, el peso de suelo por unidad de superficie para, posteriormente, estimar el índice TPSf teniendo en cuenta la variabilidad en cuanto a los sustratos y la roca original mayoritaria de cada región (Tabla 32).

Tabla 32 Resultados para cada DOP especificando su intervalo (mínimo y máximo) o valor medio de peso de suelo por unidad de superficie (W) en $t^{-1} ha^{-1}$, y estimación del índice TPSf, en $t ha^{-1} año^{-1}$ y en $mm año^{-1}$

DOP	W ($t ha^{-1}$)	TPS	
		$t ha^{-1} año^{-1}$	$mm año^{-1}$
<i>Sierra de Cádiz</i>	9680.00	96,80	8,00
<i>Antequera</i>	9280	92,80	8,00
<i>Baena</i>	13.600	136,00	10,00
	16.320	163,20	12,00
<i>Montoro-Adamuz</i>	3630-14.520	36,30-145,20	3,00-12,00
<i>Priego</i>	15.200	152,00	10,00
<i>Lucena</i>	13.600	136,00	10,00
<i>Poniente de Granada</i>	2420-20.570	24,20-205,70	2,00-17,00
<i>Montes de Granada</i>	2320-19.720	23,20-197,20	2,00-17,00
<i>Sierra de Cazorla</i>	13.440	134,40	8,00
<i>Sierra de Segura</i>	15.200	152,00	10,00
<i>Sierra Mágina</i>	5040-13.440	50,40-134,40	3,00-8,00
<i>Estepa</i>	4080-20.400	40,80-204,00	3,00-15,00

Asumiendo un tiempo de simulación de 100 años, se observó una permanencia de los cultivos de olivar en todas las Denominaciones de Origen Protegidas, existiendo regiones con suelos muy desarrollados, y regiones con suelos de escasa profundidad. Las regiones de *Baena*, *Priego* y *Lucena* junto a las DOPs jienenses (i.e. *Sierra de Cazorla*, *Sierra Mágina* y *Sierra de Segura*) presentaron un grado de desarrollo de suelo mayor y, por tanto, una tolerancia a la pérdida de sustrato de hasta un 43,14% más que las DOPs *Sierra de Cádiz* y *Antequera*. Para la DOP *Baena*, los terrenos asentados sobre margas compactas presentaron un TPSf 16,66% superior territorios calizos.

Finalmente, la variabilidad interna en cuanto a los datos bibliográficos de cada DOP derivó en un amplio rango de tolerancia a la pérdida de suelo para las DOPs *Poniente de*

Granada; Montes de Granada; Montoro-Adamuz; y Estepa, impidiendo la realización de estimaciones precisas.

4.3.1.2 Tolerancia a la Pérdida de Suelo sobre cultivos

Se adjuntan, en la Tabla 33, los valores de peso de suelo para cada DOP tenidos en cuenta para la ejecución del índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo en cultivos agrarios (i.e. TPSc), asumiendo un valor límite no degradable de espesor edáfico de 20 cm.

Tabla 33 Resultados para cada DOP especificando su profundidad (A); profundidad sin capa arable tenida en cuenta para la estimación del índice TPSc (A TPSc, en cm); peso de suelo por unidad de superficie (W, en t ha⁻¹); peso de suelo por unidad de superficie correspondiente a la capa de laboreo mínima de 20 cm (W20, en t ha⁻¹); y peso de suelo por unidad de superficie tenido en cuenta para la estimación del índice TPSc (W TPSc, en t ha⁻¹)

DOP	A (cm)	A TPSc (cm)	W (t ha ⁻¹)	W20 (t ha ⁻¹)	W TPSc (t ha ⁻¹)
<i>Sierra de Cádiz</i>	80	60	9680,00	2420	7260
<i>Antequera</i>	80	60	9280	2320	6960
<i>Baena</i>	100	80	13.600	2720	10.880
	120	100	16.320		13.600
<i>Montoro-Adamuz</i>	30-120	10-100	3630-14.520	2420	1210-12.100
<i>Priego</i>	100	80	15.200	3040	12.160
<i>Lucena</i>	100	80	13.600	2720	10880
<i>Poniente de Granada</i>	20-170	0-150	2420-20.570	2420	0.00-18.150
<i>Montes de Granada</i>	20-170	0-150	2320-19.720	2320	0.00-17.400
<i>Sierra de Cazorla</i>	80	60	13.440	3360	13.600
<i>Sierra de Segura</i>	100	80	15.200	3040	12.160
<i>Sierra Mágina</i>	30-80	10-60	5040-13.440	3360	1680-10.080
<i>Estepa</i>	30-150	10-130	4080-20.400	2720	1360-17.680

De forma general, los resultados bibliográficos de TPSc obtenidos para cada DOP (tablas de datos disponibles en Anexo 9), teniendo en cuenta los estados erosivos y tiempos de simulación analizados se adjuntan en la Figura 47.

Teniendo en cuenta las estimaciones realizadas, ninguna de las DOPs evaluadas presentó cultivos sostenibles en condiciones de máxima erosión a un futuro lejano (i.e. proyecciones temporales a 150 años), debiéndose las diferencias observadas a la profundidad edáfica del territorio, riesgo de erosión característico de la DOP y la presencia de riego en los cultivos.

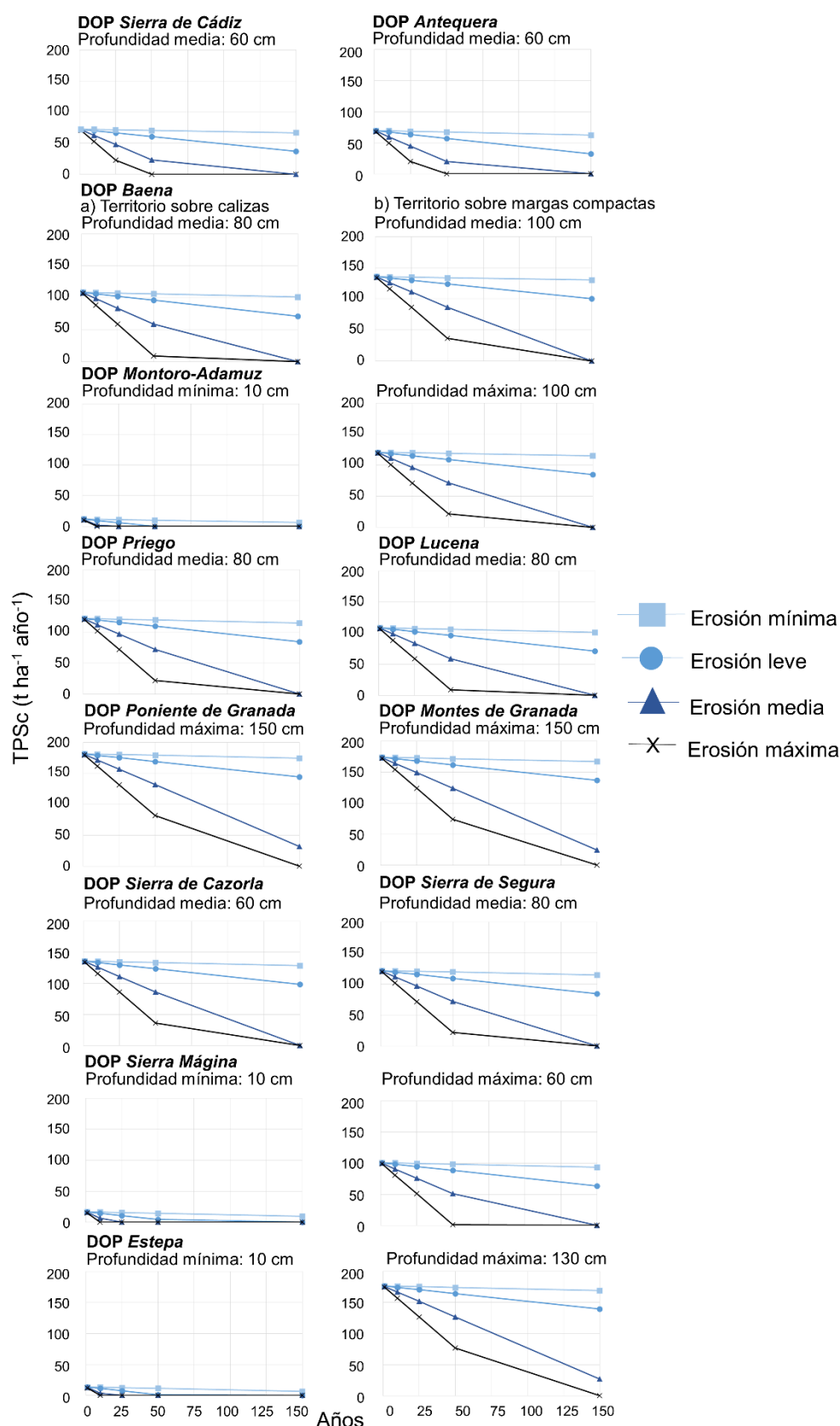


Figura 47 Valores mínimos y máximos de TPSc para los niveles de erosión considerados en cada DOP evaluada. Cuando se muestra un solo valor de TPSc, es su valor medio o máximo (el valor mínimo era nulo) en función de su profundidad. En el caso de la DOP *Baena*, los valores mostrados corresponden a sus dos tipos de sustrato. Cada marcador de las líneas de tendencia representa las proyecciones de tiempo consideradas: 1, 10, 25, 50, y 150 años

Las DOPs *Sierra de Cádiz* y *Antequera* presentaron al inicio de las proyecciones, pérdidas admisibles de suelo entre 72,56-67,70 t ha⁻¹ año⁻¹ (6,00-5,83 mm año⁻¹), descendiendo dicho valor a 66,92-62,27 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,53-5,37 mm año⁻¹) para explotaciones con erosión mínima y 36,92-32,27 t ha⁻¹ año⁻¹ (3,05-2,78 mm año⁻¹) para parcelas de erosión leve en simulaciones a 150 años. Las explotaciones con erosión media presentaron valores de TPSc entre 23,21-19,66 t ha⁻¹ año⁻¹ (1,92-1,69 mm año⁻¹) en simulaciones a 100 años, no siendo sostenible el cultivo de estas parcelas a más largo plazo. Las parcelas de máxima erosión presentaron un valor de tolerancia a la pérdida de suelo de 22,90-19,63 t ha⁻¹ año⁻¹ (1,89-1,69 mm año⁻¹) en las simulaciones a 25 años, siendo el cultivo insostenible en proyecciones temporales superiores.

La DOP *Baena* presentó valores de TPSc iniciales de 108,75-106,80 t ha⁻¹ año⁻¹ (8,00-7,85 mm año⁻¹) para los olivares con erosión mínima asentados en suelos calizos. Sin embargo, estos valores fueron de 135,96-134,01 t ha⁻¹ año⁻¹ (10,00-9,85 mm año⁻¹) para los cultivos en margas compactas. Al ampliar los tiempos de simulación, la influencia de los procesos erosivos disminuyó los valores del índice estimado a 101,50 t ha⁻¹ año⁻¹ (7,46 mm año⁻¹) para las explotaciones con erosión mínima y 71,50 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,26 mm año⁻¹) para las parcelas de baja erosión en las proyecciones de 150 años en olivares sobre suelos calizos. Estas disminuciones fueron de hasta 130,54 t ha⁻¹ año⁻¹ y 100,54 t ha⁻¹ año⁻¹ (9,60 y 7,39 mm año⁻¹) respectivamente en olivares sobre margas compactas. Aunque las explotaciones con erosión media y máxima fueron sostenibles a 100 años, con valores de TPSc de 58,87 y 8,87 t ha⁻¹ año⁻¹ (4,33 y 0,65 mm año⁻¹) para olivares en suelos calizos, y 86,68-36,68 t ha⁻¹ año⁻¹ (6,37 y 2,70 mm año⁻¹) para olivares en margas compactas, ningún cultivo fue viable en un futuro lejano. Para la DOP *Montoro-Adamuz*, la única región con olivos en suelos ácidos y un sustrato granítico, se obtuvieron valores mínimos de TPSc (i.e. suelos poco desarrollados y poco profundos) de 12,06-10,11 t ha⁻¹ año⁻¹ (1,00-0,84 mm año⁻¹), estimándose un TPSc máximo de 120,96-119,01 t ha⁻¹ año⁻¹ (10,00-9,84 mm año⁻¹) en suelos bien desarrollados. En proyecciones más amplias, esos valores disminuyeron a 6,42 t ha⁻¹ año⁻¹ y 115,32 t ha⁻¹ año⁻¹ (0,53 y 9,53 mm año⁻¹) respectivamente en explotaciones con erosión mínima, y 85,32 t ha⁻¹ año⁻¹ (7,05 mm año⁻¹) en parcelas con erosión leve en proyecciones a 150 años. Las parcelas con erosión media y máxima sólo fueron sostenibles en suelos desarrollados a 50 años, con valores de 71,61 y 21,61 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,92 y 1,79 mm año⁻¹), perdiéndose en 25 años el cultivo del olivo en suelos poco profundos. Las DOPs *Priego* y *Lucena* mostraron, en

proyecciones a un año, pérdidas de suelo de 121,55-119,60 t ha⁻¹ año⁻¹ (8,00-7,87 mm año⁻¹) y 108,75-106,80 t ha⁻¹ año⁻¹ (8,00-7,85 mm año⁻¹) respectivamente. Sin embargo, al aumentar el tiempo de simulación se observó una pérdida de tolerancia a la pérdida de suelo. En este sentido, el valor del índice estimado descendió, en las simulaciones a un futuro lejano, a 114,33-101,50 t ha⁻¹ año⁻¹ (7,52 mm año⁻¹) para las explotaciones con erosión mínima y de 84,33-71,50 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,55-5,26 mm año⁻¹) para las parcelas de erosión baja. Por último, aunque las explotaciones con erosión media y máxima obtuvieron valores de 71,68 y 21,68 t ha⁻¹ año⁻¹ (4,72 y 1,73 mm año⁻¹) respectivamente para la DOP *Priego*, y de 58,87 y 8,87 t ha⁻¹ año⁻¹ (4,33 y 0,65 mm año⁻¹) para DOP *Lucena*, los olivares no presentaron resultados compatibles con su viabilidad a 150 años.

Las DOPs *Poniente de Granada* y *Montes de Granada* presentaron un amplio rango de profundidad edáfica, con suelos de igual o menor profundidad que la capa mínima de laboreo no degradable, presentando por tanto valores mínimos nulos de TPSc, a suelos muy profundos. Mientras que en *Poniente de Granada* se evidenció un TPSc máximo al inicio de la simulación de 181,45-179,50 t ha⁻¹ año⁻¹ (15,00-14,83 mm año⁻¹), para *Montes de Granada* dichos valores fueron de 173,95-172,00 t ha⁻¹ año⁻¹ (15,00-14,83 mm año⁻¹). Dichos valores disminuyeron hasta presentar una tolerancia a la pérdida de suelo, para *Poniente de Granada*, de 174,18 t ha⁻¹ año⁻¹ (14,40 mm año⁻¹) en las explotaciones de erosión mínima; 144,18 t ha⁻¹ año⁻¹ (11,92 mm año⁻¹) para las explotaciones de erosión leve; y 31,68 t ha⁻¹ año⁻¹ (2,62 mm año⁻¹) para las explotaciones de erosión media en proyecciones a 150 años. Comparativamente, los valores obtenidos en *Montes de Granada* fueron de 166,67 t ha⁻¹ año⁻¹ (14,37 mm año⁻¹); 136,67 t ha⁻¹ año⁻¹ (11,78 mm año⁻¹); y 24,17 t ha⁻¹ año⁻¹ (2,08 mm año⁻¹), respectivamente. Por último, el olivar con máxima erosión obtuvo un TPSc de 81,56 t ha⁻¹ año⁻¹ (6,74 mm año⁻¹) para *Poniente de Granada*, y 74,06 t ha⁻¹ año⁻¹ (6,38 mm año⁻¹) para *Montes de Granada* en simulaciones a 100 años, perdiendo el cultivo en proyecciones temporales superiores.

Para las DOPs *Sierra de Cazorla* y *Sierra de Segura*, las parcelas olivareras presentaron valores iniciales de TPSc de 135,95-134,00 t ha⁻¹ año⁻¹ (8,09-7,98 mm año⁻¹) y 121,55-119,60 t ha⁻¹ año⁻¹ (8,00-7,87 mm año⁻¹) respectivamente. No obstante, para la DOP *Sierra de Cazorla* estos valores disminuyeron a 128,75 t ha⁻¹ año⁻¹ (7,66 mm año⁻¹) para las explotaciones con erosión mínima y a 98,75 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,88 mm año⁻¹) para las parcelas con erosión leve en las proyecciones a 150 años. Los valores estimados para

Sierra de Segura fueron de 114,33 t ha⁻¹ año⁻¹ y 84,33 t ha⁻¹ año⁻¹ (7,52 y 5,55 mm año⁻¹). Aunque las explotaciones con erosión media y máxima fueron sostenibles a 100 años, presentando en *Sierra de Cazorla* y *Sierra de Segura* valores de 86,08 y 36,08 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,12 y 2,15 mm año⁻¹) y de 71,68 y 21,68 t ha⁻¹ año⁻¹ (4,72 y 1,43 mm año⁻¹) respectivamente, el olivar no evidenció resultados compatibles con su sostenibilidad a 150 años. En la DOP *Sierra Mágina*, debido a su variabilidad en cuanto a profundidad edáfica, se obtuvieron valores iniciales mínimos de 16,75-14,80 t ha⁻¹ año⁻¹ (1,00-0,88 mm año⁻¹), y valores máximos de 100,75-98,80 t ha⁻¹ año⁻¹ (6,00-5,88 mm año⁻¹). Sin embargo, en simulaciones a 150 años, dichos valores descendieron hasta pérdidas de suelo mínimas de 9,55 t ha⁻¹ año⁻¹ (0,57 mm año⁻¹), y máximas de 93,55 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,57 mm año⁻¹) en explotaciones con erosión mínima, y 63,55 t ha⁻¹ año⁻¹ (3,78 mm año⁻¹) en parcelas con erosión leve. Por otra parte, las explotaciones de erosión leve, media y máxima sólo presentaron un carácter sostenible en el tiempo para suelos bien desarrollados, abandonándose el cultivo en suelos de poca profundidad en 10 años. Aunque las parcelas de erosión moderada y máxima no mostraron un carácter sostenible a 150 años, el cultivo del olivar sí presentó resultados compatibles con su durabilidad a 50 años, obteniendo resultados máximos de tolerancia a la pérdida de suelo de 50,88 y 0,88 t ha⁻¹ año⁻¹ (3,03 y 0,05 mm año⁻¹) respectivamente.

La DOP *Estepa* obtuvo, en simulaciones a 1 año, valores mínimos de pérdidas de suelo entre 13,55-11,60 t ha⁻¹ año⁻¹ (1,00-0,85 mm año⁻¹), y valores máximos de 176,75-174,80 t ha⁻¹ año⁻¹ (13,00-12,85 mm año⁻¹). Sin embargo, en proyecciones a 150 años, los valores mínimos fueron de 6,30 t ha⁻¹ año⁻¹ (0,46 mm año⁻¹), y los valores máximos de 169,50 t ha⁻¹ año⁻¹ (12,46 mm año⁻¹) en explotaciones con erosión mínima; no siendo sostenibles aquellos olivares con mayor nivel erosivo en proyecciones más a largo plazo. En los suelos desarrollados, se evidenciaron valores de 139,50 t ha⁻¹ año⁻¹ y 27,00 t ha⁻¹ año⁻¹ (10,26 y 1,99 mm año⁻¹) en parcelas con nivel erosivo leve y medio respectivamente. Por último, las explotaciones con erosión máxima mostraron un valor límite de TPSc de 76,87 t ha⁻¹ año⁻¹ (5,65 mm año⁻¹) en proyecciones a 50 años, no siendo este cultivo olivarero sostenible en proyecciones temporales superiores.

4.3.2 Tolerancia a la Pérdida de Suelo e Índice de Productividad Edáfica en Estepa

4.3.2.1 Parámetros físico-químicos y valores de suficiencia

En la Tabla 34 figuran los resultados edáficos y sus valores de suficiencia:

Tabla 34 Valores medios y error estándar ($\bar{X} \pm ES$) de densidad aparente (Dap, en g cm⁻³); altura/profundidad edáfica (A, en cm); peso de suelo por unidad de superficie (W, en t ha⁻¹); espesor de la capa de laboreo mínima (Capa laboreo, en cm); peso de la capa de laboreo (W capa laboreo, en t ha⁻¹); peso de suelo por unidad de superficie sin la capa de laboreo (W definitivo, en t ha⁻¹); valor de equivalencia de 1 t en mm (Eq); porosidad y humedad del suelo (en %); contenido en gravas, arenas, limos, y arcillas edáficas (%); pH edáfico; contenido de materia orgánica (MO, en %) y potasio (K, en mg kg⁻¹) del suelo. Además, se detallan los valores normalizados para las variables gravas (nGravas), materia orgánica (nMO), y porosidad (nPorosidad), siendo adimensionales, junto a los valores de suficiencia (S) de humedad, pH, materia orgánica, potasio, y arcillas (adimensionales)

Variable	Gestión integrada						Gestión ecológica	
	Secano				Regadío		Secano	
	Erosión nula	Erosión leve	Erosión moderada	Erosión severa	Erosión moderada	Erosión severa	Erosión nula	Erosión moderada
Dap	1,11 ± 0,01	1,12 ± 0,02	1,20 ± 0,02	1,34 ± 0,01	1,38 ± 0,01	1,44 ± 0,01	1,05 ± 0,02	1,14 ± 0,03
A	141,70 ± 3,00	124,30 ± 1,70	109,50 ± 1,87	69,20 ± 1,59	80,81 ± 0,87	57,20 ± 0,66	154,03 ± 1,12	119,70 ± 1,01
W	15.728,70 ± 541,60	13.921,60 ± 112,75	13.140,00 ± 315,71	9272,80 ± 266,18	11.151,78 ± 150,46	8236,80 ± 136,81	16.173,15 ± 322,19	13.645,80 ± 154,37
Capa laboreo	20	20	20	20	20	20	20	20
W capa laboreo	2220,00	2240,00	2400,00	2680,00	2760,00	2880,00	2100,00	2280,00
W definitivo	13,508,70	11,681,60	10,740,00	6592,80	8391,78	5356,80	14,073,15	11,365,80
Eq	0,09	0,09	0,08	0,07	0,07	0,07	0,09	0,09
Porosidad	68,33 ± 0,77	62,58 ± 0,03	60,04 ± 0,81	59,83 ± 0,06	58,64 ± 0,01	55,41 ± 0,06	68,96 ± 0,17	66,05 ± 0,12
Humedad	35,10 ± 0,35	31,03 ± 0,02	25,30 ± 0,06	22,38 ± 0,01	41,12 ± 0,26	34,27 ± 0,04	24,73 ± 0,21	23,42 ± 0,17
Gravas	11,28 ± 0,42	7,25 ± 0,04	3,71 ± 0,06	0,22 ± 0,01	0,36 ± 0,02	0,00 ± 0,00	15,73 ± 0,53	4,06 ± 0,08
Arenas	36,18 ± 0,19	61,51 ± 0,09	43,29 ± 0,08	68,41 ± 0,05	65,52 ± 0,11	57,82 ± 0,06	46,75 ± 0,09	49,40 ± 0,07
Limos	52,41 ± 0,02	24,05 ± 0,10	31,52 ± 0,03	19,97 ± 0,02	17,23 ± 0,01	27,91 ± 0,04	40,84 ± 0,03	30,95 ± 0,01
Arcillas	11,41 ± 0,17	14,44 ± 0,01	25,18 ± 0,09	11,62 ± 0,07	17,25 ± 0,12	14,27 ± 0,02	12,41 ± 0,07	19,65 ± 0,06
pH	8,55 ± 0,03	8,27 ± 0,01	8,18 ± 0,01	7,90 ± 0,02	8,16 ± 0,02	7,85 ± 0,01	8,60 ± 0,02	8,21 ± 0,02
MO	3,70 ± 0,08	2,90 ± 0,02	2,54 ± 0,02	1,39 ± 0,01	2,08 ± 0,02	1,06 ± 0,03	3,91 ± 0,05	2,67 ± 0,03
K	84,47 ± 1,42	82,64 ± 0,45	71,80 ± 0,49	56,05 ± 0,76	73,18 ± 0,84	67,53 ± 0,71	168,58 ± 3,48	161,32 ± 2,64
nGravas	0,99	0,91	0,87	0,87	0,85	0,80	1,00	0,96
nMO	0,72	0,46	0,24	0,01	0,02	0,00	1,00	0,26
nPorosidad	0,95	0,74	0,65	0,36	0,53	0,27	1,00	0,68
S Humedad	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
S pH	0,75	0,75	0,75	0,77	0,75	0,77	0,75	0,75
S MO	0,92	0,63	0,63	0,35	0,52	0,26	0,98	0,67
S K	0,50	0,49	0,42	0,33	0,43	0,40	0,99	0,95
S Arcillas	0,57	0,71	1,00	0,58	0,86	0,71	0,62	0,98
Textura	franco-limosa	franco-arenosa	franca	franco-arenosa	franco-arenosa	franco-arenosa	franca	franca

El valor de peso máximo obtenido sin excluir la capa de laboreo mínima fue de 16.173,15 t ha⁻¹, correspondiente a las parcelas ecológicas sin erosión. Se evidenció una relación positiva entre la erosión y la densidad aparente, observándose un incremento de un 20,72% en la compactación del territorio en suelos de erosión avanzada junto con descensos de hasta un 12,44% en la porosidad de los suelos con gestión integrada de secano y erosión severa. En los territorios de mayor erosión descendió la profundidad de suelo hasta en un 51,16% en los paisajes de olivar gestionados de forma integrada con régimen de secano, derivando este hecho en descensos proporcionales de peso de suelo por unidad de superficie. No se observó una tendencia definida entre la erosión o la tipología de gestión agraria y el contenido en arcillas edáficas, siendo baja su presencia porcentual (i.e. < 30%). Con la incorporación de regadío se incrementó hasta en un 15% la densidad del suelo respecto a los territorios de secano, descendiendo el peso de suelo en un 15,13%. La gestión ecológica contribuyó al mantenimiento de los horizontes edáficos dando lugar a suelos de mayor profundidad (i.e. incrementos de hasta 5,40%), y menor densidad aparente que las parcelas bajo un manejo integrado (i.e. descensos de entre 8,70-9,31%).

Químicamente, se observó un descenso tanto en el pH como en el contenido en materia orgánica del suelo al incrementar el estado erosivo de las parcelas en secano, siendo dichos descensos de hasta un 7,60% y 62,43% en cada variable. La implementación de riego incrementó dichas diferencias, suponiendo una disminución de entre el 0,24-0,63% de pH y 18,11 y 23,74% del contenido en materia orgánica respecto al manejo de secano. La gestión ecológica favoreció un mayor valor de pH junto a un mayor contenido en materia orgánica, con elevaciones de hasta en un 0,58% y 5,67%. Finalmente, la concentración de potasio descendió con la erosión en cultivos integrados de secano en un 33,64%. No obstante, la inclusión del riego supuso un aumento en la cantidad estimada de dicho catión de hasta un 1,92% en parcelas de erosión moderada y un 20,48% en parcelas de erosión severa. La concentración de este ion también se vio incrementada en los cultivos ecológicos, observándose aumentos respecto a la gestión integrada de un 99,57% para cultivos sin erosión y de un 126,07% en plantaciones con erosión moderada.

4.3.2.2 Tolerancia a la Pérdida de Suelo basada en características físicas

El índice TPSf se estimó de forma específica a partir de los datos experimentales obtenidos para la DOP *Estepa* (Tabla 35).

Tabla 35 Resultados para la DOP *Estepa* en cuanto a la Tolerancia a la Pérdida de Suelo en base a las características físicas del territorio (índice TPSf, en $\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1})

Niveles de muestreo			TPSf	
Gestión	Manejo	Estado erosivo	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
Integrada	Secano	Nulo ($0,00 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	157.29	14.16
		Leve ($2,81 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	139.22	12.53
		Moderado ($6,88 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	131.40	10.51
		Severo ($36,68 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	92.73	6.49
	Regadío	Moderado ($6,88 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	111.52	7.81
		Severo ($36,68 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	82.37	5.77
Ecológica	Secano	Nulo ($0,00 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	161.73	14.56
		Moderado ($2,58 \text{ t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	136.46	12.28

Se observó una influencia negativa en el índice estimado de un 41,04% debido al incremento en magnitud de los procesos erosivos sobre la tasa máxima de pérdida de suelo admisible en los cultivos gestionados de forma integrada con secano. La incorporación de riego a los cultivos ocasionó descensos en el índice del 15,13% y 11,17% respecto a los cultivos de secano para explotaciones de erosión moderada y severa. Por último, los olivares ecológicos mostraron una mayor tolerancia a la pérdida de suelo que las explotaciones con gestión integrada, con incrementos del 2,82% para parcelas de erosión nula y del 3,85% para parcelas con erosión moderada.

4.3.2.3 Estimación de la Tolerancia a la Pérdida de Suelo en cultivos, Índice específico para cultivos de olivar e Índice de Productividad

Partiendo de los datos de peso de suelo, se realizó una regresión lineal para las variables independientes edáficas seleccionadas en el índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo específico para cultivos de olivar (TPSco) (Tabla 36):

Tabla 36 Calibración de los parámetros correspondientes a la regresión lineal que define al factor de retraso erosivo reescalado (FRER). Se adjuntan los coeficientes de la intercepta del modelo y de cada variable independiente junto a su error estándar y p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

	Variables reescaladas			
	Intercepta	Gravas	Porosidad	Materia orgánica
Coeficiente	α 1,050	β 1,252	γ 0,373	δ -2,623
Error estándar	---	0,117	0,105	0,143
p-valor	---	$< 0,001^{***}$	$0,001^{**}$	$< 0,001^{***}$

El modelo de regresión lineal seleccionado presentó un R^2 de 95,5%, siendo altamente significativo (p -valor $< 0,001^{***}$; estadístico F: 254,925). En la Tabla 37 se adjuntan los resultados derivados de la ejecución de los diferentes modelos ejecutados:

Tabla 37 Estimaciones, en $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ y $mm\ año^{-1}$, del índice Tolerancia a la Pérdida de Suelo aplicado a cultivos (TPSc), y del índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo específico para los cultivos de olivar (TPSco) para cada gestión y manejo agrarios de la DOP *Estepa* y para las tasas erosivas e intervalos temporales evaluados. Se adjuntan además las estimaciones del índice IPE de productividad. En caso de comprobarse el carácter no duradero del olivar en alguna de las proyecciones se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Gestión	Manejo	Erosión	T sim	TPSc		TPSco		IPE
		$t\ ha^{-1}\ año^{-1}$	años	$t\ ha^{-1}\ año^{-1}$	$mm\ año^{-1}$	$t\ ha^{-1}\ año^{-1}$	$mm\ año^{-1}$	
Integrada	Secano	0,00	1	135,09	12,16	135,09	12,16	0,19
			10	135,10	12,16	135,10	12,16	0,19
			25	135,11	12,16	135,11	12,16	0,19
			50	135,14	12,16	135,14	12,16	0,19
			150	135,25	12,17	135,25	12,17	0,19
		2,81	1	116,79	10,51	116,79	10,51	0,14
			10	116,55	10,49	116,57	10,49	0,14
			25	116,14	10,45	116,20	10,46	0,14
			50	115,47	10,39	115,58	10,40	0,13
			150	112,77	10,15	113,12	10,18	0,13
		6,88	1	107,33	8,59	107,33	8,59	0,15
			10	106,72	8,54	106,75	8,54	0,15
			25	105,71	8,46	105,76	8,46	0,15
			50	104,02	8,32	104,13	8,33	0,15
			150	97,26	7,78	97,58	7,81	0,14
	Regadío	36,68	1	65,56	4,59	65,57	4,59	0,02
			10	62,27	4,36	62,37	4,37	0,02
			25	56,79	3,98	57,03	3,99	0,02
			50	47,66	3,34	48,13	3,37	0,02
			150	11,11	0,78	12,52	0,88	0,01
		6,88	1	83,85	5,87	83,85	5,87	0,09
			10	83,24	5,83	83,28	5,83	0,09
			25	82,23	5,76	82,31	5,76	0,08
			50	80,55	5,64	80,71	5,65	0,08
			150	73,80	5,17	74,29	5,20	0,08
		36,68	1	53,20	3,72	53,21	3,72	0,02
			10	49,91	3,49	50,02	3,50	0,02
			25	44,43	3,11	44,71	3,13	0,02
			50	35,30	2,47	35,85	2,51	0,01
			150	CnS	CnS	0,41	0,03	CnS
Ecológica	Secano	0,00	1	140,73	12,67	140,73	12,67	0,45
			10	140,74	12,67	140,74	12,67	0,45
			25	140,76	12,67	140,76	12,67	0,45
			50	140,78	12,67	140,78	12,67	0,45
			150	140,89	12,68	140,89	12,68	0,45
		2,58	1	113,63	10,23	113,64	10,23	0,38
			10	113,41	10,21	113,44	10,21	0,38
			25	113,04	10,17	113,11	10,18	0,37
			50	112,43	10,12	112,57	10,13	0,37
			150	109,96	9,90	110,38	9,93	0,36

Comparativamente, aunque no se detectaron diferencias significativas entre los índices aplicados (p -valor: 0,983, $> 0,05$; estadístico F : $< 0,001$), la inclusión de variables edáficas en el índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo específica para cultivos de olivar (TPSco) evidenció un incremento de la sostenibilidad del cultivo a largo plazo, maximizando los umbrales de pérdida de suelo. Las diferencias existentes entre los índices TPSc y TPSco se incrementaron gradualmente conforme se avanzó en el estado erosivo de las parcelas y los tiempos de simulación proyectados. Mientras que para los estados erosivos nulos no se apreció ninguna diferencia entre ambos índices al no existir degradación edáfica, para explotaciones de erosión grave se manifestaron diferencias de entre un 0,01-11,26% para simulaciones a 1 y 150 años respectivamente. Cabe destacar el hecho de que mediante la aplicación del índice específico TPSco, las explotaciones agrícolas con regadío y erosión severa pasaron a mostrar un carácter sostenible a un futuro lejano, siendo admisibles pérdidas de suelo de hasta $0,41 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en dicho escenario.

Por otra parte, el incremento de los procesos erosivos derivó en descensos en el índice TPSc de entre un 51,46% en proyecciones inmediatas y un 91,78% en proyecciones a 150 años sobre cultivos integrados de secano. Sin embargo, acorde al modelo específico para cultivos de olivar, dichos descensos fueron de 51,46% y 90,85% respectivamente, denotándose una mayor amortiguación de las consecuencias negativas derivadas de la erosión. La incorporación de riego a los cultivos evidenció una mayor degradación del territorio, de este modo, aplicando el índice TPSc, se observaron descensos de entre el 21,87-24,12% para parcelas con erosión moderada en las simulaciones realizadas, descendiendo dicho valor en un 21,87% para parcelas con erosión grave en modelizaciones a 1 año, perdiéndose el cultivo en un futuro lejano. A través del empleo del modelo específico para olivares, las diferencias observadas fueron de entre 21,87-23,87% para parcelas de erosión moderada y 18,85%-96,72% en erosión grave (resultados para las simulaciones a 1 y 150 años respectivamente), evidenciándose un carácter sostenible de estas explotaciones. En la gestión ecológica se observaron aumentos de la tolerancia a la pérdida de suelo respecto al olivar integrado, siendo del 4,17% para fincas sin erosión. Sin embargo, dichos incrementos fueron del 5,87-13,06% acorde al índice TPSc y del 5,88-13,12% según el índice TPSco para parcelas de erosión moderada.

Acorde a los valores del índice de productividad IPE, en ningún caso se evidenció una productividad elevada (i.e. $> 0,8$), conformando los escenarios más productivos las parcelas de manejo ecológico sin erosión, cuyos valores se corresponden con una productividad media. En este sentido, la influencia de los procesos erosivos derivó en descensos del índice IPE de hasta un 89,47% en la gestión integrada de secano, debido a la escasa productividad de las parcelas con erosión grave. La inclusión del riego generó descensos del IPE del 40% en erosión moderada, no observándose diferencias para parcelas de erosión grave debido a su elevada degradación edáfica. Finalmente, la gestión ecológica evidenció incrementos del IPE de un 136,84% y un 153,33% en explotaciones de erosión nula y moderada respectivamente.

4.4 Discusión

4.4.1 Evaluación de las Denominaciones de Origen Protegidas en Andalucía

Dos factores se consolidan como las principales causas subyacentes de las diferencias observadas en cuanto a los valores generales de Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS) en las DOPs andaluzas evaluadas. En este sentido, los límites umbrales de pérdida de horizontes edáficos sin que la sostenibilidad del cultivo se vea afectada viene determinado por el riesgo de erosión del olivar andaluz, estipulado por el informe técnico del BOJA (2002), junto al porcentaje de superficie de olivar gestionado bajo regadío, que actualmente representa el 34,7% de la superficie olivarera en Andalucía (IECA 2018). El riego, considerado como una práctica de intensificación agraria, presenta múltiples externalidades negativas, destacando la degradación del medio físico sobre el que se sustentan los cultivos (Palese et al. 2009; Villanueva et al. 2014). Así, conforme aumentan estos dos factores, la tolerancia a la pérdida de suelo por parte del olivar es menor, disminuyendo su sostenibilidad a largo plazo (Sastre et al. 2017; Rodrigo-Comino et al. 2018). Acorde al informe BOJA (2002), se estipula muy genéricamente que las pérdidas de suelo de hasta $60 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ se corresponden con a un nivel bajo de erosión, las pérdidas de entre $61\text{-}125 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con un nivel intermedio, y las pérdidas superiores a $130 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con una erosión elevada.

Teniendo esto en cuenta, la DOP *Sierra de Cádiz* mostró unos valores intermedios para el índice TPS, pues pese a presentar un riesgo de erosión elevado de hasta $134,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, cuenta con solamente el 7% de su superficie gestionada bajo un régimen de riego deficitario (BOJA 2002; Martínez et al. 2011). Las DOPs *Baena*, *Priego* y *Lucena*

mostraron elevados valores de TPS, debido a presentar valores intermedios de riesgo de erosión del olivar, los cuales oscilan en torno a las $78,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (BOJA 2002) junto a solamente un 5 % de superficie regada. Esta combinación hace que las Comarcas olivareras cordobesas presenten una perspectiva más sostenible del olivar a largo plazo que el resto de las DOPs andaluzas. No obstante, si bien el porcentaje de olivar con regadío es bajo en general para la provincia de Córdoba, una excepción a la tendencia mostrada por las DOPs olivareras la conforma la DOP *Montoro-Adamuz*, presentando una amplia variabilidad en cuanto al índice estudiado, debido a la existencia de suelos con profundidad muy diversa junto a un riesgo de erosión del olivar muy elevado, pudiendo alcanzar valores de hasta $400,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (BOJA 2002), lo cual disminuye la perdurabilidad del cultivo en las proyecciones realizadas. En este sentido, las DOPs Poniente de Granada y Montes de Granada también evidenciaron una gran amplitud para los valores del índice TPS, mostrando desde valores propios de suelos con nula profundidad útil, debido a la combinación de un intermedio riesgo de erosión ($53,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) junto a la existencia de, aproximadamente, un 24% de la superficie con técnicas de riego implementado (BOJA 2002; Martínez et al. 2011), a valores característicos de suelos muy desarrollados.

Por otra parte, las DOPs pertenecientes a la provincia de Jaén (i.e. *Sierra de Cazorla*, *Sierra Mágina* y *Sierra Segura*) presentaron valores de TPS muy semejantes a las DOPs cordobesas. Si bien esta región no presenta valores elevados de riesgo erosivo, con un promedio de $59,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (BOJA 2002), lo que impide a dichas DOPs obtener valores más elevados de TPS es el incremento masivo del regadío existente en la zona, que alcanza a representar más del 32% de la superficie del olivar jienense (Martínez et al. 2011). La situación para la DOP *Antequera* es similar a la de la DOP *Sierra de Cádiz*, presentando valores intermedios de TPS, debido a su intermedio riesgo de erosión (i.e. $67,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (BOJA 2002)), presentando 7,5% de su superficie bajo régimen de regadío. Por último, la DOP *Estepa* presentó un amplio rango de valores del índice TPS, fruto de los múltiples estados erosivos propios de esta Comarca, que presenta un valor de riesgo erosivo de $28,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (BOJA 2002), junto al 10% de su superficie con riego deficitario.

Acorde a las evidencias descritas, es necesario un cambio en los modelos de gestión olivarera con la finalidad de incrementar la sostenibilidad de forma general para todo el olivar andaluz. En este sentido, acorde a los criterios de Gómez et al. (2004) y Palese et

al. (2014) entre otros, debe optarse por gestiones que minimicen el empleo de técnicas de intensificación agraria y configuren cultivos olivareros de secano, evitando la degradación del medio biofísico, siendo otra opción realizar unas prácticas de laboreo y restauración que minimicen lo máximo posible el riesgo de erosión del olivar (Zuazo et al. 2009), factor que viene determinado biofísicamente por las propiedades edafológicas y climáticas del territorio y antrópicamente por el manejo y la gestión humana del olivar y su respeto para con el medio ambiente (Gómez et al. 2014a).

4.4.2 Evaluación de la Denominación de Origen Protegida Estepa

Todos los niveles erosivos y gestiones olivareras presentes en la DOP *Estepa* presentaron medios edáficos de elevada susceptibilidad a los procesos erosivos al carecer de un porcentaje elevado de partículas finas que formen agregados edáficos como agentes estabilizadores (Pagliai et al. 2004; Helson et al. 2017). En este sentido, una práctica eficiente para mitigar la erosión consiste en la implantación de coberturas vegetales vivas o inertes (Gómez-Calero 2010a; Gómez et al. 2011), práctica llevada a cabo de forma principal en la olivicultura ecológica, responsable de otorgar un mayor contenido en materia orgánica al medio físico, favoreciendo su agregación y disminuyendo su compactación (Lozano-García y Parras-Alcántara 2014; Chartzoulakis y Bertaki 2015; Rodríguez-Pleguezuelo et al. 2018).

El incremento de los procesos erosivos presenta consecuencias multidimensionales no sólo sobre el medio biofísico, sino sobre el cultivo y su producción (Souchère et al. 2003; Gómez et al. 2014a). Un incremento en la magnitud de estos procesos conlleva un aumento de la densidad edáfica, dando lugar a una mayor compactación del suelo debido a la existencia de una mayor cantidad de masa de tierra por unidad de superficie (Porta Casanellas et al. 2003; Rodrigo-Comino et al. 2018; Capello et al. 2019; Guzmán et al. 2019). Bajo suelos más compactados, la degradación de los horizontes edáficos es mayor, y la porosidad descende, siendo en cambio una variable que contribuye a mitigar la pérdida de suelo al permitir la infiltración del agua de lluvia en el subsuelo, de forma que la escorrentía no produce el arrastre de materiales edáficos (Lal 2005; Koulouri y Giourga 2007). Adicionalmente, se corroboró el hecho de que la implementación de técnicas de regadío en los cultivos influye negativamente sobre la calidad edáfica al promover la pérdida del perfil orgánico del suelo (Sastre et al. 2017), evidenciándose en nuestro caso concreto de estudio menores profundidades edáficas y densidades aparentes del suelo

superiores en explotaciones con riego deficitario, comparándolas con parcelas de secano. En cambio, acorde al criterio de Rodríguez-Pleguezuelo et al. (2018), el cultivo ecológico del olivar, donde se minimizan las prácticas de laboreo y solamente se emplean abonos orgánicos, dio lugar a suelos de mejor calidad, promoviéndose mediante esta tipología de gestión la conservación de la fertilidad edáfica (Álvarez et al. 2007; Parra-López et al. 2007).

La influencia de la erosión y la implementación de riego en los cultivos no sólo afectaron negativamente a los parámetros físicos edáfico de la DOP *Estepa*. En este sentido, la degradación edáfica en términos de acidificación y pérdida de materia orgánica se evidenció al incrementar la erosión de los territorios debido a la pérdida de cationes por escorrentía (Lal 2005; Belletti et al. 2015). Por el contrario, la gestión ecológica demostró favorecer un mayor valor de pH junto a un mayor contenido en materia orgánica derivado de la presencia de coberturas vegetales (Rodríguez-Pleguezuelo et al. 2018). Merece especial atención analizar la tendencia del catión potasio (K^+). Dicho ion es fundamental en la estimación de la productividad agrícola, siguiendo una relación lineal positiva con la producción hasta valores de 170 mg kg^{-1} , valor umbral a partir del cual esta relación se vuelve asintótica (Duan et al. 2017; Qiu et al. 2018). Paradójicamente, este catión presentó mayores concentraciones en parcelas de cultivo ecológico, donde habitualmente se emplean abonos orgánicos y no de síntesis química (BOJA 2015b). Esto se debe posiblemente a una difusión de los fertilizantes químicos empleados en las parcelas de olivar integrado al no existir una separación física entre ambas gestiones olivareras (López-Pintor et al. 2018).

El índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo acorde a las características físicas (TPSf) evidenció un carácter sostenible del olivar en todos los territorios muestreados. En cuanto al índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo adaptado a cultivos agrarios, se evidenció, coincidentemente con Moreira-Madueño (1991), una relación inversa entre la erosión y el valor umbral de pérdida de suelo. Comparando los mismos niveles erosivos de gestión integrada con secano o regadío, se corroboró, acorde a Duan et al. (2017) y al contrario de Expósito y Berbel (2017), cómo el riego deficitario influye negativamente sobre la sostenibilidad del cultivo a largo plazo debido al incremento que supone en escorrentía y contaminación difusa (López-Pintor et al. 2018). En cambio, la gestión ecológica mostró valores de TPSc superiores, junto a una mayor sostenibilidad olivarera (Li et al. 2009). El modelo desarrollado específicamente para cultivos de olivar (TPSco) evidenció

la misma tendencia que el índice TPSc, generando unos resultados umbrales de pérdida de suelo levemente superiores. Por tanto, este índice se consolida como una modificación del modelo TPSc más realista y robusta, al tener en cuenta la influencia de diferentes variables edáficas sobre la magnitud de los procesos erosivos (Porta Casanellas et al. 2003; Lal 2005; Díaz et al. 2009).

Respecto a la productividad edáfica de la DOP *Estepa* se observó unos resultados bajos del índice IPE, constatándose la repercusión negativa de la erosión y de la implantación de riego como medida de intensificación sobre la producción agrícola del cultivo debido a la pérdida de fertilidad y horizontes edáficos derivados de esta práctica (Martínez et al. 2011; Bashagaluke et al. 2018). Si bien el olivar ecológico mostró un mayor nivel edáfico productivo, este escaso rendimiento generalizado para el área de estudio presentó una causalidad directa con el bajo contenido en materia orgánica en algunos niveles y el escaso contenido general en potasio para el olivar integrado (Duan et al. 2009, 2012, 2017).


Finalmente, las posibles recomendaciones específicas para el área de estudio con la finalidad de incrementar la sostenibilidad y perdurabilidad del olivar consisten en la implementación de medidas agroambientales y prácticas de laboreo orientadas a minimizar los procesos erosivos, destacando la implantación de coberturas vegetales, especialmente durante las estaciones de primavera y otoño, durante las cuales la pérdida de suelo es mayor, contribuyendo así al aporte de materia orgánica al suelo, incrementando su fertilidad y porosidad reduciendo la erosión y pérdida de nutrientes hasta en un 75% en estudios llevados a cabo en diversos cultivos agrarios (Zuazo et al. 2009; Gómez-Calero 2010a).

4.5 Consideraciones finales

Si bien la ejecución de índices genéricos como los basados en las características físicas del medio edáfico (TPSf) presentan una funcionalidad limitada en sistemas agrícolas, su modificación acorde a las necesidades generales de los cultivos, como es el caso del índice TPSc, ofrecen información altamente relevante a los profesionales del sector sobre el estado en el que se encuentra la explotación evaluada y su viabilidad a largo plazo. Adicionalmente, el índice desarrollado para cultivos de olivar se consolidó como un estimador de mayor robustez y realismo que el TPSc al considerar la influencia de variables físico-químicas edáficas como agentes mitigadores de los procesos erosivos. De

este modo, la ejecución de dicho índice junto a la estimación de la productividad de la DOP *Estepa* se realizó tratando de orientar su aplicabilidad hacia la estimación de la sostenibilidad del cultivo olivarero.

En términos generales se observó una mayor sostenibilidad olivarera de las DOPs pertenecientes a las Provincias de Córdoba y Jaén, debido a su elevada profundidad edáfica, mientras que para el resto de las DOPs los resultados del índice TPSc fueron intermedios o bien mostraron una gran amplitud derivada de la variabilidad en cuanto a la profundidad de sus territorios. Para la DOP *Estepa*, aunque se observaron valores elevados de tolerancia a la pérdida de suelo garantizándose la sostenibilidad del olivar en el tiempo, se evidenció una influencia negativa de la erosión y la implementación de regadío sobre dicho parámetro, viéndose afectada adicionalmente la productividad de la Comarca, minimizándose la viabilidad a largo plazo de las explotaciones con erosión avanzada bajo riego. Mediante la ejecución de estos índices se proporciona una herramienta útil mediante la cual se puede conocer, de forma orientativa en el caso de las DOPs analizadas a partir de información bibliográfica, y de forma exhaustiva para la DOP *Estepa*, el límite máximo de pérdida de suelo anual permisible en cada explotación analizada sin que su perdurabilidad se vea amenazada. A partir de los datos proporcionados, los técnicos y profesionales agrícolas pueden estimar el grado de vulnerabilidad de sus cultivos, aplicando medidas que amortigüen la erosión de sus territorios si son necesarias, promoviendo de este modo la sostenibilidad de su Comarca.



DISCUSIÓN GENERAL

1. Influencia de la erosión del suelo sobre las dimensiones ambiental, productiva, y económica de los olivares de la DOP *Estepa*

1.1 Erosión del suelo en los sistemas agrícolas

La erosión del suelo en los cultivos se denomina técnicamente como erosión acelerada debida a las prácticas agrícolas, y representa una de las principales amenazas para la viabilidad de cualquier cultivo. Depende de factores intrínsecos al territorio, como la litología y la estructura edáfica, o su topografía, destacando el papel altamente relevante de la longitud y el grado de la pendiente del terreno. Estas características de la pendiente forman parte de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (i.e. USLE), usada para cuantificar dicha pérdida por unidad de superficie y tiempo (Wischmeier y Smith 1960; Panagos et al. 2015). Los procesos erosivos se ven influenciados por factores externos relacionados con la climatología, destacando la influencia del viento, la temperatura y precipitaciones, variables ligadas a la intensidad de los procesos erosivos y la vulnerabilidad del medio biofísico, destacándose el viento y el agua como los principales agentes erosivos naturales (Nearing et al. 2004; Shen et al. 2016).

El viento y el agua son los principales agentes erosivos naturales (Nearing et al. 2004; Shen et al. 2016). La erosión eólica afecta principalmente a sistemas en los que los suelos presentan escasa o nula cobertura y, por tanto, el viento puede arrastrar las partículas edáficas y rocas de menor tamaño (Shao y Lu 2000). La erosión hídrica, en cambio, presenta una incidencia y magnitud mayor a la eólica, actuando el agua como un factor erosivo sobre suelos desnudos. En estas circunstancias de ausencia de cobertura vegetal se produce el arrastre de sedimentos hacia los ríos más próximos que van colmatando las cuencas fluviales, generando suelos deteriorados con un pobre contenido de materia orgánica (Martínez-Casnovas et al. 2002; Martín-Fernández y Martínez-Núñez 2011).

En la agricultura, más allá de la erosión natural, la erosión derivada directa o indirectamente de la actividad humana conforma una amenaza considerable y fundamental para su sostenibilidad (Koulouri y Giourga 2007; De Paola et al. 2013). Esta erosión antrópica tiene consecuencias más rápidas y de mayor magnitud que los procesos erosivos naturales, acelerando y potenciando sus efectos, dando lugar a formaciones edáficas artificiales (i.e. tecnogénicas) (Notarnicola et al. 2017). Este tipo de erosión acelerada se ha maximizado a partir de los años 50 a causa de los procesos de globalización económica, revolución industrial, y crecimiento exponencial de la

población, factores que potenciaron la intensificación de los sistemas agrarios (Brown 1981; Crutzen 2006; Montanarella 2007).

La erosión del suelo en los sistemas agrícolas presenta tres fases:

- a) leve pérdida de materia orgánica y estructura edáfica de forma poco perceptible por los agricultores, pues las tasas de pérdida de suelo aún se sitúan en un nivel tolerable y se mantiene estable el rendimiento agrícola (Lal 2001; Laudicina et al. 2015);
- b) pérdida acentuada y progresiva de horizontes del suelo y, por tanto, de fertilidad junto a una desestabilización de la estructura edáfica. Se acentúa la magnitud erosiva reduciéndose el rendimiento agrícola, impidiéndose la infiltración de agua en los cultivos y la penetración de las raíces en el suelo debido a un incremento de su compactación (Colacicco et al. 1989; Lal 2005); y
- c) mayor incremento de los procesos erosivos, hasta producirse el abandono de los cultivos por su escasa productividad y rentabilidad (Bakker et al. 2005).

Estas fases del proceso de erosión se evidencian en los olivares, y más claramente en aquéllos de carácter marginal (Gómez et al. 2009; Gómez et al. 2014a).

En esta investigación se han tenido en cuenta, específicamente, las consecuencias de la erosión hídrica sobre los suelos de los olivares de la DOP *Estepa*, considerando su erosividad (i.e. impacto de la lluvia) y erodabilidad. La magnitud de la erosividad depende de la erodabilidad del suelo (Zhang et al. 2008; Gisbert Blanquer et al. 2012), y dicha erodabilidad, junto a la textura edáfica, determinan la susceptibilidad del territorio a la erosión. En suelos francos de pendiente elevada y escaso contenido en partículas menores a 2 mm se pueden generar cárcavas, debido a la falta de agregados coloidales que actúan como agentes retentivos edáficos (Lal 2001; Lesschen et al. 2007; Taguas et al. 2012; Helson et al. 2017). En los sistemas agrícolas de olivar, la erosión eólica, si bien contribuye en la degradación del suelo y afecta negativamente su sostenibilidad, no suele presentar una magnitud y representatividad muy elevada, debido a la propia cobertura arbórea de densidad variable de los olivos (Nekhay et al. 2009a).

1.2 La erosión del suelo y sus consecuencias sobre la dimensión ambiental en la DOP Estepa

Asumiendo la perspectiva de la agricultura multifuncional (Renting et al. 2009; Zasada 2011), los olivares son sistemas socio-ecológicos cuyos aspectos productivo y económico

tienen la misma relevancia que sus características ambientales, siendo proveedores de servicios ecosistémicos (SE) para la sociedad (Sal y García 2007; Fleskens et al. 2009). Así, para poder valorar su sostenibilidad en el tiempo, es necesaria la consideración de las consecuencias ambientales, productivas y económicas de los procesos erosivos (De Gennaro et al. 2012). En *Estepa*, con suelos francos desarrollados sobre terrenos calizos, la susceptibilidad a la erosión es elevada. Esto se debe a la falta de dureza de los suelos y a su composición con abundante carbonato cálcico, muy soluble en agua, facilitándose el arrastre de materiales debido a la erosión hídrica (Yaalon 1997; Cerdà y Doerr 2007). Los procesos erosivos analizados en el área de estudio presentaron efectos multidimensionales (i.e. ambientales, productivos y económicos) representando una amenaza para la sostenibilidad del olivar a largo plazo. Estas consecuencias debidas a la erosión coinciden con los resultados de otros estudios como el de Akgün y Türk (2011), y en cultivos olivareros (Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013; Gómez et al. 2014a).

La principal repercusión ambiental en el área de estudio fue la degradación físico-química del suelo en las parcelas con tasas erosivas moderadas y severas. Los suelos de *Estepa* se caracterizan por un escaso contenido en arcillas, dando lugar a la ausencia de una estructura edáfica sólida donde predomine la formación de agregados coloidales. Son estos agregados los que otorgan estabilidad y resistencia al suelo frente a la acción de los procesos erosivos (Fuentes Yagüe 1997; Lal 2001). Las parcelas de olivar con erosión elevada presentaron, como consecuencia de la pérdida acelerada de partículas edáficas, suelos con un 41,7% menos de profundidad útil para el cultivo, siendo el espacio donde el sistema radicular de las plantas puede penetrar en búsqueda de agua y nutrientes (De la Rosa et al. 2000; Metzidakis et al. 2008; Nunes et al. 2018). Así, la pérdida de más de un 40% de profundidad en estos suelos se tradujo en una pérdida del 47,63% de peso de suelo en los olivares con erosión severa, disminuyendo el espesor edáfico (Romero-Díaz et al. 2012). Otros autores como Lal (2001) o Ekwue y Harrilal (2010), que midieron tasas similares de pérdida de profundidad del suelo, coincidieron con el valor experimental obtenido para *Estepa* en cuanto a un incremento significativo en la densidad aparente del suelo de hasta un 30%. El efecto más directo de este aumento es una mayor compactación del suelo, hecho que dificulta el desarrollo radicular de las plantas, limitándose el rendimiento agrícola (Raper 2005; Kumar 2017).

Este aumento de compactación está muy relacionado con las prácticas de labranza y el empleo de maquinaria para mantener los niveles productivos del cultivo (Lal 2005;

Gómez et al. 2014a). Nuestros resultados detectaron un incremento de la resistencia mecánica del suelo, debilitando su estructura y conllevando una reducción de la porosidad total y de la macroporosidad, coincidiendo con los hallazgos de García-Zamorano et al. (2010). Por otro lado, no se observó una tendencia clara entre la textura edáfica y la influencia de los procesos erosivos, a pesar de que hubiera sido esperable una disminución de las partículas finas edáficas en las parcelas de elevada erosión, con la consiguiente menor agregación con el humus, reduciéndose la fertilidad del suelo y su capacidad de retención de minerales (Øygarden et al. 1997; Lal 2001; Dong et al. 2018). De hecho, la tasa de erosión severa estimada para la DOP *Estepa* (i.e. $36,68 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) es, en términos absolutos y acorde a lo estipulado por el informe técnico del MAPAMA (2017), un nivel erosivo leve-medio, siendo considerada como erosión grave las pérdidas de suelo comprendidas entre las $100\text{-}200 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Si bien la erosión del área de estudio no es excesivamente elevada, sí se evidenció una reducción del contenido en gravas a mayor estado erosivo de las parcelas. Este hecho es de gran importancia, siendo las gravas uno de los agentes mitigadores de erosión del suelo más importante (Lal et al. 2001; Porta Casanellas et al. 2003). García-Zamorano et al. (2010) y Kumar (2017) demostraron la relación entre el efecto de la compactación edáfica por las prácticas agrícolas y la reducción de la porosidad. En *Estepa* se estimó un descenso de este parámetro de un 12,43% a medida que se incrementó la magnitud erosiva en el olivar integrado de secano, reduciéndose la humedad y permeabilidad de los suelos, limitando la actividad radicular del olivo y su crecimiento (Raper 2005).

Químicamente, se observó, al igual que en los estudios realizados por Maskooni et al. (2017), una acidificación y mayor salinización en las explotaciones con mayor erosión, empobreciendo el suelo en cuanto a nutrientes y dando lugar a una gradual limitación de la absorción de agua por parte de los olivos. Sin embargo, los valores medidos de conductividad eléctrica menores a $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicaron que estos suelos no pueden considerarse salinos (Fuentes Yagüe 1997). Los niveles de conductividad estimados junto con la mayor concentración de sales disueltas y los descensos de porosidad y permeabilidad descritos, pueden generar ambientes edáficos en los que apenas haya oxígeno disponible para los cultivos, afectándose negativamente su desarrollo y nivel productivo (Fuentes Yagüe 1997; Johnson et al. 2001; Lal 2001). Coincidentemente con Fleskens y Stroosnijder (2007) y Aranda et al. (2011) se constató un descenso de los indicadores relacionados con la fertilidad edáfica debido a las consecuencias de los

procesos erosivos, como son la materia orgánica y el contenido en potasio de los suelos. Suelos de olivar que presentaban un contenido elevado en materia orgánica (i.e. $> 2,5\%$) y una concentración de potasio de $84,47 \mu\text{g gr}^{-1}$ en condiciones de erosión nula, evidenciaron una degradación edáfica debida a la erosión que conllevó descensos de un $62,43\%$ en el contenido en materia orgánica del suelo y un $33,64\%$ en la concentración de potasio, disminuyéndose el potencial productivo de las parcelas (Duan et al. 2017).

La concentración de nitratos y fosfatos en parcelas de erosión severa aumentó en un $74,38\%$ y $378,95\%$ respectivamente con respecto a los valores obtenidos en parcelas de erosión nula. Sin embargo, estos valores máximos detectados (i.e. $4,97 \text{ ppm}$ para nitratos y $0,91 \text{ ppm}$ para fosfatos) no suponen una contaminación del suelo acorde al criterio publicado por el BOE (1982, 2013) y los estudios de Carpenter et al. (1998) y van Es et al. (2006). La mayor concentración de estos compuestos se relaciona con el aumento del uso de fertilizantes para mantener la producción agrícola y paliar los efectos nocivos de la erosión (Colacicco et al. 1989; Lal 2005). En relación con la actividad enzimática del suelo, acorde a Knight y Dick (2004), se evidenció una influencia negativa de la erosión para con la concentración de la enzima β -glucosidasa como indicador del correcto funcionamiento del ciclo de carbono edáfico, observándose descensos del $24,28\%$. Por el contrario, la concentración de fosfatasa aumentó un $103,84\%$, debido a la adición de abonos enriquecidos en fósforo en las parcelas con erosión severa (López-Piñeiro et al. 2011; Osman et al. 2010). La fosfatasa y la β -glucosidasa juegan un papel importante en la mineralización de la materia orgánica del suelo y en los ciclos biogeoquímicos del fósforo y del carbono (Acosta-Martínez y Tabatai 2000).

1.3 La erosión del suelo y sus consecuencias sobre las dimensiones productiva y económica de la DOP Estepa

Diversos autores han estudiado la influencia de los procesos erosivos sobre la producción de los sistemas agrícolas, que depende fundamentalmente de las características edáficas sobre las que se sustente el cultivo (Meyer y Martínez-Casanovas 1999; Lal 2001; Chaplot et al. 2005; Gómez et al. 2014a, b).

La consideración de un umbral de producción mínimo para un olivar sostenible correspondiente a $1500 \text{ kg aceituna ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Gómez-Calero et al. 2010b), por debajo del cual la explotación no es rentable, lleva a contemplar el abandono del cultivo sin tener en cuenta factores como la herencia cultural ligada al olivar (Loumou y Giourga

2003). En las proyecciones temporales realizadas a 150 años en este trabajo se observó una producción acumulada a nivel de Comarca (i.e. el área abarcada por la DOP *Estepa*) de aproximadamente 4,37 billones de l de aceite. Si bien la productividad de las parcelas sin erosión se mantuvo relativamente constante entre los 500-600 l de aceite ha⁻¹ año⁻¹, para las parcelas con una tasa de pérdida de suelo leve y moderada se evidenció un suave declive a lo largo del período simulado sin verse comprometida la permanencia de estas explotaciones. Sin embargo, el análisis de parcelas de olivar con erosión severa previó una progresiva disminución de su nivel productivo en el tiempo, debiendo considerar su abandono por ausencia de producción en un intervalo temporal de 90-100 años. A partir de estos resultados, se predijo, un abandono medio de parcelas de olivar del 12%. Si bien el abandono de parcelas agrícolas causado por la escasa producción derivada de los procesos erosivos es considerado una consecuencia negativa en términos socio-económicos (Koulouri y Giourga 2007; Zuazo y Pleguezuelo 2009), algunos autores indican repercusiones beneficiosas del abandono por la recuperación de algunos SE de regulación, como la capacidad de secuestro de carbono o la formación y retención de suelo (Mohamad et al. 2016; Rodrigo-Comino et al. 2017). Adicionalmente, estudios como el de Beaufoy (2001), o el de Potts et al. (2006) han destacado el papel de las parcelas abandonadas en la persistencia de la estructura paisajística junto a un incremento de la diversidad en dichas parcelas (i.e. asilvestradas).

La evaluación económica realizada en *Estepa* mostró una pérdida de 5-6 M € a nivel de Comarca durante el período simulado debido a la disminución de la producción y el consecuente abandono de explotaciones. Se observó que los beneficios y rentabilidad del olivar estudiado mostraban una intrínseca dependencia de las subvenciones procedentes de la PAC (Duarte et al. 2008; Giourga et al. 2008). Los beneficios acumulados durante la simulación realizada pasaron de ser 1,07 billones € sin tener en cuenta los subsidios de la PAC, a ser de 5,65 billones € considerando dichas subvenciones. De forma más específica en el área de estudio, la PAC es responsable del incremento de los beneficios en, aproximadamente, 400 € ha⁻¹ año⁻¹ en los olivares de secano (M. Caballero, comunicación personal, 22 de Mayo de 2018). Sin tener en cuenta estas subvenciones, las parcelas con erosión nula o leve evidenciaron ganancias anuales entre 760-900 € ha⁻¹, descendiendo dichos beneficios a un promedio de 750 € ha⁻¹ en parcelas de erosión moderada y 500 € ha⁻¹ en parcelas con erosión severa.

En términos productivos y acorde a la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) en 1995, Lal (2001) estimó, como causa subyacente la erosión edáfica, una pérdida de más del 10% de la producción mundial de alimentos, estimándose, en términos económicos, un coste total derivado de la erosión de 45 billones U\$ año⁻¹ a nivel europeo (Montanarella 2007), y de 5-66 U\$ ha⁻¹ año⁻¹ en un caso de estudio en España (Hein 2007). Ibáñez et al. (2014) estimaron cómo la pérdida de producción en el olivar de secano ocasionó pérdidas económicas de entre 1-2,8 € ha⁻¹ año⁻¹; y Montanarella (2007) determinó que los costes agrícolas derivados de la erosión oscilaban entre los 6,1 y 118 € ha⁻¹ año⁻¹ con pérdidas de suelo comprendidas entre las 5 y 200 t ha⁻¹ año⁻¹. Los resultados de Colacicco et al. (1989) y Montanarella (2007) coinciden en la determinación de que los costes de la erosión edáfica en la propia parcela de estudio suponen la mitad de los costos fuera de dicha parcela, implicando que los costes *in situ* (i.e. a escala de explotación) afectan directamente a las unidades económicas y productivas, repercutiendo sobre los SE de abastecimiento y culturales, mientras que los costes *ex situ* (i.e. a escala regional y mundial) presentan impactos multidimensionales en el medio ambiente, la economía y la sociedad, afectando a los SE de regulación y de abastecimiento debido a la exportación de productos. La investigación realizada por Gómez et al. (2014c) demostró cómo el coste agrícola asociado a la pérdida de producción anual progresiva en los cultivos de olivar se incrementaba con una tasa anual de entre 1,7 y 21,1 € ha⁻¹ en función de la pérdida de capacidad de almacenamiento de agua por parte del suelo. Esta tendencia es poco visible a corto plazo al tratarse de pérdidas monetarias de pequeña cantidad al compararlas con las fluctuaciones anuales de los ingresos por cosecha en función de factores climatológicos, incidencia de plagas u oscilación de precios de mercado (García-Brenes y Sanz-Cañada 2012; Gómez et al. 2014b; Rescia y Ortega 2018). Por esta razón, el uso de modelos de simulación a escalas temporales amplias como al aplicado en esta investigación es de utilidad para comprobar la magnitud real de la repercusión del incremento de los costes derivados de la erosión sobre los beneficios finales de las explotaciones olivareras.

1.4 Relevancia de la implementación de medidas de mitigación de los procesos erosivos

Debido a las consecuencias multidimensionales de la erosión y su especial importancia en los olivares resulta esencial cualquier tipo de investigación que contribuya al desarrollo de medidas de protección o conservación que mitiguen su magnitud en cualquier cultivo

y, en España, en los cultivos olivareros debido a su importancia socio-económica (de Graaff y Eppink 1999; Gómez et al. 2011; Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013).

En la Europa mediterránea, los agrosistemas de olivar destacan por la fragilidad de sus suelos. El uso generalizado de maquinaria y las prácticas de laboreo han empobrecido y degradado el medio edáfico, elevando el riesgo de desertificación (Kairis et al. 2013; Brandt y Geeson 2015). La erosión del suelo es un problema generalizado en los olivares por diversas razones, como la existencia de cultivos de olivar en zonas marginales y de elevada pendiente (Loumou y Giourga 2003; Guzmán-Álvarez y Navarro-Cerrillo 2008); por las características del clima mediterráneo donde predomina una distribución irregular de las precipitaciones anuales (Gordo y Sanz 2005; Nieto et al. 2010), y por la escasa cobertura del suelo debido a la tradicional eliminación de la cubierta vegetal herbácea con la intención de evitar la competencia entre dichas plantas y el olivo por el agua, dando lugar a la generación de suelos desprotegidos frente a la erosión (JA 2007).

Una opción plausible es aplicar medidas de gestión que se encuentren dentro del marco de la agricultura de conservación, cuya finalidad es, a través de un tipo de manejo del cultivo y del suelo, maximizar la captación de agua de lluvia incrementando su grado de aprovechamiento (Hobbs et al. 2007; Knowler y Bradshaw 2007). La agricultura de conservación se ha desarrollado como un conjunto de técnicas de manejo agrícola que producen una mínima alteración de los suelos, procurando una constante protección de los mismos mediante la incorporación de residuos vegetales o implementación de coberturas edáficas a lo largo de la explotación (Kassam et al. 2009).

Diversas medidas se han desarrollado con la finalidad de paliar los impactos erosivos sobre el medio físico de los cultivos, destacando la implementación de cubiertas vegetales vivas o inertes como actuación para mitigar las consecuencias derivadas de la pérdida de suelo (Leyva et al. 2007; Gómez et al. 2011; Kairis et al. 2013; Paredes et al. 2013). En el caso del olivar, la protección edáfica depende fundamentalmente de la cubierta vegetal del suelo (Zuazo y Pleguezuelo 2009; Gómez et al. 2014a). En ausencia de esta cobertura, la velocidad de erosión de estos suelos es muy elevada (JA 2007). Un aspecto importante con relación a la erosión edáfica en los olivares es el carácter perenne de los olivos y, en muchos casos, su estructura de monocultivo. Estas dos características le proporcionan una cierta protección frente a la erosión que corresponde a coberturas bajo las copas de los olivos de hasta un 35-40% en sistemas tradicionales (Moreira Madueño 1991; JA 2007).

En los olivares, la presencia de vegetales xerofíticos entre los marcos de plantación proporciona una cubierta vegetal eficaz en la mitigación de los procesos erosivos, evitando el impacto directo de la lluvia sobre el suelo, minimizando su efecto disgregador y su degradación, y sosteniendo la estructura edáfica mediante un sistema radicular desarrollado que disminuye la escorrentía superficial (Leyva et al. 2007; Gómez et al. 2011; Kairis et al. 2013).

En situaciones de pendientes elevadas, debe incidirse sobre dos factores para controlar la magnitud de los procesos erosivos: el grado de inclinación y la longitud de la pendiente (Wischmeier y Smith 1960; JA 2007). Así, mediante la construcción de terrazas o bancales se actúa sobre ambos factores, controlando en gran medida la erosión, pero derivando en movimientos masivos de tierra de elevado coste que alteran los perfiles edáficos (Mitchell et al. 1980; Liu et al. 2011). Sin embargo, se puede mantener la inclinación de la pendiente y disminuir su longitud mediante el empleo de franjas de terreno con cobertura vegetal, alternantes con franjas de suelo desnudo (JA 2007). Deben diferenciarse tres tipos de coberturas vegetales:

- a) cubiertas vegetales espontáneas, siendo el sistema más extendido en Andalucía (Hernández et al. 2005). Predomina la flora arvense presente en el territorio, pudiendo el agricultor permitir su crecimiento no controlado o seleccionar especies concretas, siendo recomendable la conservación de especies que produzcan una mayor cantidad de biomasa, como las gramíneas (Familia *Poaceae*) (Palese et al. 2015; Sastre et al. 2017);
- b) cubiertas vegetales sembradas, donde se produce el predominio claro de una especie particular, siendo una práctica recomendada para olivares con elevado grado erosivo o que previamente no haya presentado laboreo (JA 2007). Dentro de esta tipología de cubiertas, podemos encontrar el predominio de tres familias herbáceas: 1) gramíneas, por su contribución al ciclo del carbono (Zuazo y Pleguezuelo 2009; Gucci et al. 2012); 2) leguminosas (Familia *Fabaceae*), debido a su papel fundamental en la fijación de nitrógeno (Gómez-Muñoz et al. 2014; Rodrigues et al. 2015); o 3) crucíferas (Familia *Brassicaceae*), por su abundante producción de biomasa y rápido crecimiento, conformando mecanismos de control de plagas (Alcántara et al. 2011); y
- c) cubiertas vegetales inertes a partir de la trituración de restos de poda, contribuyendo al aporte de materia orgánica al suelo y no constituyendo elementos competitivos con

el olivo (Rodríguez-Lizana et al. 2008). También puede optarse por la adición de gravas al territorio, incrementando su pedregosidad y capacidad de infiltración de agua (Lal 2005; Díaz et al. 2009).

Para la DOP Estepa se observó la implementación de cubiertas inertes en todas las parcelas con gestión integrada muestreadas y evidenciándose en la coberturas vegetales vivas parciales desarrolladas en pasillos de 4 m de ancho dentro de plantaciones con árboles con copas de aproximadamente 2,5 m de radio. De este modo, en este trabajo se asumió, siguiendo el criterio de Gómez et al. (2003), un factor C adimensional de cobertura vegetal de 0.16 correspondiente a la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, Wischmeier y Smith 1960). No obstante, resultó preocupante el grado de desinformación mostrado por parte de los agricultores de la Comarca sobre los beneficios u obligatoriedad de la implementación de coberturas vegetales en sus explotaciones. Pese a ser una práctica agroambiental observada en la generalidad de la Comarca, la totalidad de los propietarios afirmó no tener obligación de emplear estas cubiertas, siendo una práctica agrícola obligatoria en la producción integrada según el Real Decreto 1201/2002 (BOE 2002); además de una medida altamente recomendada en el Plan Director del Olivar Andaluz (BOJA 2015b). Coincidiendo con los criterios de Milgroom et al. (2007) y Guzmán et al. (2013), sería relevante la consolidación de canales activos de información desde la administración hacia los agricultores sobre las prácticas de gestión ambiental adecuadas para mitigar los procesos erosivos que condicionan la sostenibilidad de los cultivos de olivar.

La implementación de coberturas vegetales contribuye al aporte de materia orgánica al suelo, incrementando su fertilidad y porosidad, reduciendo la erosión y pérdida de nutrientes hasta en un 75% acorde a los estudios de Gómez-Calero (2010a). Estudios recopilados en el informe de la Junta de Andalucía de 2007 (JA 2007) han mostrado cómo mediante el empleo de cubiertas vegetales vivas en agrosistemas de olivar se obtuvieron reducciones entre el 90-95% en la tasa de pérdida del suelo respecto a cultivos olivareros con laboreo convencional, reduciéndose además en un 65-70% la tasa de pérdida de agua. El empleo de cubiertas vegetales, especialmente durante las estaciones de primavera y otoño durante las cuales la pérdida de suelo es mayor, se consolida como la práctica agroambiental de mayor eficacia en materia de restauración ecológica que puede llevarse

a cabo para frenar la magnitud de los procesos erosivos y contribuir a una mayor viabilidad del olivar a largo plazo (Zuazo et al. 2009).

2. Repercusiones de la implementación del riego en *Estepa*

En España los cultivos bajo riego conforman el 19% de la superficie cultivada, siendo responsables del 60% de la producción agrícola y del consumo del 80% del agua (Gómez-Limón y Berbel 2000). La aplicación de riego responde a una demanda productiva para incrementar los beneficios agrícolas (Tilman et al. 2002), y a una mayor necesidad de mano de obra con la finalidad de minimizar el abandono rural. En los sistemas agrícolas de olivar predomina el régimen de secano, siendo incipiente la aplicación de regadío (Moreno et al. 2009; Soriano et al. 2014). Según Martínez et al. (2011) solo el 10% de la superficie oleícola de Andalucía cuenta con riego. En *Estepa* se observó un predominio de la gestión olivarera integrada de secano junto a una baja proporción de olivares con riego deficitario y un desarrollo muy incipiente de parcelas gestionadas de forma ecológica. Este tipo de riego es una práctica que implica regar solamente durante épocas de estrés hídrico, presentando un límite de uso de agua de $1500 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ para el olivar convencional (AEMO 2012). Las explotaciones olivareras gestionadas de forma integrada bajo riego en el área de estudio solamente se situaron en aquellas parcelas con estados erosivos moderado y severo, con 1755,90 ha y 2190,34 ha respectivamente (i.e. 45,87% del territorio) (SIOSE 2011; IECA 2018). En parcelas donde su producción se ve afectada por la erosión la aplicación de riego constituye una medida de intensificación agrícola para mantener el rendimiento productivo (Expósito y Berbel 2016, 2017).

2.1 *Repercusiones del riego deficitario sobre la dimensión ambiental*

La aplicación de riego deficitario en los olivares de *Estepa* no supuso un cambio en la textura del suelo en términos comparativos con las explotaciones de secano. Sin embargo, sí se apreciaron efectos sobre variables físico-químicas. El riego redujo el peso de suelo por unidad de superficie en un 15,13% y 11,17% en parcelas con erosión moderada y severa respectivamente. De este modo se corroboró la tendencia mostrada por Metzdakis et al. (2008) y Nunes et al. (2018) en cuanto a la pérdida de horizontes edáficos debido a una mayor degradación de los suelos por la adición hídrica a los cultivos. El riego ocasionó un descenso en la porosidad del suelo, e incrementó su humedad y compactación, dificultando el desarrollo radicular de los sistemas vegetales, saturando el suelo y aumentando la velocidad de circulación del agua de escorrentía (Raper 2005;

García-Zamorano et al. 2010; Kumar 2017). La presencia de gravas en el suelo disminuyó en las parcelas con riego, llegando a desaparecer estas partículas edáficas en aquellas con erosión elevada. En general, contrariamente a lo observado por Dong et al. (2018), las partículas edáficas finas en los cultivos bajo riego presentaron una distribución irregular, sin observarse un incremento de la concentración de limos y arcillas asociado al regadío.

En cuanto al efecto del riego sobre los parámetros químicos, el riego supuso una leve acidificación del pH, evidenciándose además una reducción de entre el 18,11-23,74% en el contenido de materia orgánica del suelo, pasando de tener un contenido superior al 2,5% en parcelas de secano con estados erosivos nulo, leve y moderado, a obtener valores inferiores al 1,2% en parcelas de secano con erosión severa y parcelas con riego. La materia orgánica es un agente mitigador de los procesos erosivos, existiendo un efecto recíproco entre ambas dimensiones y el riego. Esto es, la introducción de riego en los sistemas agrícolas aumentaría la pérdida de materia orgánica, potenciando el efecto de la erosión, mientras que a su vez la baja concentración de esta variable potenciaría el efecto erosivo del riego (Lal 2005; Zuazo y Pleguezuelo 2009).

En cuanto a la relación entre el regadío y la actividad enzimática del suelo, pese a no constituir la humedad un factor limitante edáfico de la actividad microbiana en el área de estudio, no se observó ninguna relación entre la fosfatasa y la adición hídrica, seguramente debido a un escaso contenido general en fósforo en las parcelas muestreadas (López-Piñeiro et al. 2011). Respecto al contenido en nitratos, se observó un incremento al incorporar riego a los cultivos, al ocasionar la adición hídrica una degradación del suelo, siendo necesaria la adición de una mayor cantidad de abonos químicos para mantener el rendimiento productivo de las parcelas (Caraveli 2000). De forma subyacente, este aumento puede interpretarse como un mayor riesgo de contaminación difusa como principal externalidad negativa del uso de fertilizantes sintéticos en el olivar (Martínez et al. 2006; López-Pintor et al. 2018).

2.2 Repercusiones del riego deficitario sobre la dimensión productivo-económica

El riego en el área de estudio incrementó la producción en un 54,55%, no repercutiendo dicho incremento en una mayor rentabilidad, pues el precio de venta del kilogramo de aceituna es menor bajo riego (i.e. 0,69 € kg frente a los 0,79 € kg en secano). Debe considerarse además, para el balance económico, un incremento del 80,03% en los costes de explotación debido a las infraestructuras y adaptaciones necesarias para la aplicación

del regadío. Realizando un balance global, se observó una disminución del 26,02% de los beneficios oleícolas procedentes de las explotaciones bajo riego, atenuándose dicho descenso a un 10,58% debido a la recepción de mayores subvenciones de la PAC en esta tipología de parcelas debido a su mayor superficie promedio (i.e. 30 ha en regadío frente a 7 ha en secano) (Erjavec y Erjavec 2015).

En las simulaciones a 150 años, se observó un rendimiento productivo superior de las parcelas con riego frente a las de secano. En este sentido, las parcelas con erosión moderada mostraron rendimientos superiores en un 65,69%, mientras que en las parcelas con erosión severa dicho incremento fue del 68,18%. Esta repercusión productiva del riego posibilita un retraso en el abandono agrícola de 45 años respecto a la gestión integrada de secano. El riego permite que la producción olivarera por erosión no esté por debajo del umbral mínimo establecido de 1500 kg aceituna ha⁻¹ (i.e. 300 l de aceite ha⁻¹). Sin considerar las subvenciones de la PAC, las parcelas con riego y erosión moderada mostraron unos beneficios próximos a los 750 € ha⁻¹. Mientras que se observó una estabilidad económica en los olivares de secano, en el olivar con riego los beneficios descendieron hasta unos 600 € ha⁻¹ en el año último año de la simulación debido a los elevados costes de su aplicación. En las parcelas con erosión severa, la rentabilidad de los olivares con riego se redujo a la mitad respecto a las explotaciones de secano (i.e. 250 € ha⁻¹), dejando de ser cultivos económicamente rentables a los 44 años desde el comienzo de la simulación, ya que a pesar de mantener una producción superior al umbral mínimo de abandono (i.e. 3263,28 kg de aceituna ha⁻¹), los costes de la gestión olivarera son más elevados que los ingresos por ventas (AEMO 2012). Aunque los subsidios de la PAC incrementan los beneficios por hectárea, suponiendo un incremento medio de 500 € ha⁻¹ año⁻¹ en parcelas con riego deficitario, no promueven un cambio en la dinámica de los usos del suelo y el aprovechamiento de los cultivos.

El riego deficitario mostró un incremento productivo acumulado de 151,65% por hectárea en parcelas de erosión moderada, y de 111,45% en parcelas de erosión grave respecto al manejo de secano. Sin embargo, dichos incrementos se acompañaron de descensos económicos del 13,53% y 73,82% respectivamente en ausencia de la PAC. El carácter subsidiario de esta política consiguió equiparar los beneficios acumulados durante el período de simulación entre las parcelas con erosión moderada de secano y regadío, minimizando las pérdidas económicas de las parcelas con erosión severa a un 54,35%.

2.3 Consideraciones finales respecto al riego en los cultivos olivareros

De forma general se asume que la mayor producción derivada del riego va asociada a un mayor beneficio económico (Mesa-Jurado et al. 2010; Navajas et al. 2012). Sin embargo, es relevante evaluar la sostenibilidad económica de los olivares a mediano y largo plazo. Los agricultores toman la decisión de incorporar el riego a sus cultivos con la finalidad de obtener una mayor producción, asumiendo una visión cortoplacista basada en una relación lineal positiva entre el nivel productivo y los beneficios económicos. Sin embargo, una evaluación más detallada y rigurosa de las consecuencias multidimensionales del riego deficitario sobre los cultivos debe considerar el incremento en los costes de la gestión olivarera derivados del mantenimiento de las infraestructuras de riego y el menor precio de venta en origen del kilogramo de aceituna (Expósito y Berbel 2016). Es por estos factores que, pese a presentar una mayor producción el régimen de regadío del olivar de la Comarca de *Estepa*, sus beneficios son menores a los olivares de secano tanto en un análisis puntual como a largo plazo. Así, la disminución de la sostenibilidad económica del olivar con riego a corto plazo puede ser debida a la necesidad de realizar una inversión económica de modernización para incrementar la eficiencia del recurso hídrico (Ali y Talukder 2008). Sin embargo, a medio-largo plazo, dicha insostenibilidad puede deberse a la obtención de una mayor producción a costa de disminuir la sostenibilidad económica y ecológica del cultivo por los mayores impactos ambientales derivados de su gestión (i.e. contaminación difusa) (Ramankutty et al. 2018).

Otro aspecto que debe ser considerado es que, si bien las estrategias de riego deficitario ahorran agua, también pueden aumentar la salinización y la sodificación del suelo cuando se riega con aguas de baja calidad, especialmente en ambientes áridos (Aragüés et al. 2014). Por ello, es recomendable aplicar este tipo de riego en momentos bien específicos del crecimiento del olivar y combinarlo con otras prácticas como la poda para garantizar una producción rentable de aceitunas al tiempo que se ahorra una cantidad constante de agua de riego (Tognetti et al. 2004).

3. Comparativa sobre la influencia de la erosión del suelo entre las gestiones integrada y ecológica en *Estepa*

En *Estepa* el 95% del olivar se gestiona de forma integrada, existiendo alrededor de 500 ha con gestión ecológica de secano, sobre suelos con erosión nula o moderada (SIOSE 2011; BOJA 2016; IECA 2018). Así, para la estimación de las tasas de pérdida de suelo

mediante el modelo USLE-RUSLE se consideraron los mismos factores que para la gestión integrada excepto para el factor C de cobertura de suelo. Los olivares ecológicos de *Estepa* son parcelas reconvertidas desde una gestión integrada, conservando las características de la plantación y los árboles correspondientes a dicha gestión (i.e. árboles con, aproximadamente, 2,5 m de radio en la copa y pasillos de 4 m de ancho). Una de las diferencias en esta transición de una gestión a otra fue el paso del uso de coberturas vegetales parciales hacia coberturas totales. Este cambio se reflejó, acorde al criterio de Gómez et al. (2003), en un descenso del 62,5% para el factor C del modelo USLE-RUSLE, pasando de un valor de 0,16 en la olivicultura integrada, a un valor de 0,06 en la olivicultura ecológica.

3.1 Repercusiones de los procesos erosivos sobre la dimensión socio-económica y ambiental del olivar ecológico

En *Estepa* la erosión del suelo en los olivares ecológicos tuvo efectos más leves que en aquéllos con olivicultura integrada. Según se incrementó la erosión en las parcelas, se observó un descenso de un 9,69% en la renta agraria acompañado de un incremento de la mano de obra anual por el empleo de abonos orgánicos y prácticas de laboreo convencionales (Giourga et al. 2008; Cappelletti et al. 2014). Ambientalmente, el incremento de la pérdida de suelo derivó en una pérdida de capacidad de secuestro de carbono por parte del olivo, tanto a nivel edáfico como foliar (i.e. descensos del 31,71% y 6,80%), dando lugar a una menor capacidad de estos sistemas en la contribución de la mitigación del cambio climático, externalidad valorada por la actual PAC (Walther et al. 2002; Lal 2004; BOJA 2015b; Sánchez-Moreno et al. 2015; Gómez et al. 2018). También se observó una disminución de la riqueza de lepidópteros y gramíneas y leguminosas en parcelas con mayor erosión, siendo bioindicadores del grado de conservación edáfico (Castro et al. 2008; Scandurra et al. 2016). Adicionalmente, se observó un descenso en la presencia de coberturas vegetales, tanto de herbáceas como de leñosas, en las parcelas de mayor erosión, duplicándose la representatividad de suelo desnudo, conformando medios más susceptibles a la influencia de los procesos erosivos (Zuazo et al. 2009; Gómez et al. 2014a). Por último, la diversidad vegetal en parcelas ecológicas sin erosión fue de 2,15 bits, descendiendo a 2,05 bits en parcelas de erosión moderada, mermando la puesta en valor de los paisajes ecológicos de olivar como reservorios de agrobiodiversidad y biodiversidad silvestre (Sardaro et al. 2016; Rescia et al. 2017).

3.2 Comparación general entre las gestiones olivareras integrada y ecológica

Analizando la gestión integrada y ecológica en la DOP *Estepa* en diferentes niveles de erosión de las parcelas, se evidenció un incremento no significativo del 7,77% de los beneficios agrícolas en la gestión integrada. No obstante, la gestión ecológica sí generó, significativamente, una mayor cantidad de empleo familiar, asalariado fijo y eventual. Este resultado coincidió con el obtenido por Villanueva et al. (2015), observándose una mayor vinculación de la mano de obra familiar en este tipo de explotaciones. Con relación a los parámetros ambientales, las parcelas ecológicas mostraron una mayor fertilidad edáfica y capacidad de secuestro de carbono por parte del olivar, con incrementos del 44,30% en materia orgánica del suelo y 23,16% en contenido foliar de carbono. La gestión ecológica registró valores superiores de riqueza de gramíneas y leguminosas, debido a una mayor presencia de coberturas vegetales vivas (Gómez et al. 2004; Castro et al. 2008). Sin embargo, para el caso de los lepidópteros diurnos, en las parcelas bajo gestión ecológica se encontraron valores de riqueza 27,86% menores con respecto al promedio obtenido para la gestión integrada. Teniendo en cuenta que dicho grupo entomológico es un indicador de calidad ambiental de los sistemas agrarios (Scandurra et al. 2016; Carpio et al. 2018), podría deducirse que existe una menor calidad ambiental en las parcelas con olivar ecológico. Sin embargo, esta menor riqueza se debió a que las parcelas bajo esta gestión habían acabado su proceso de reconversión desde un modelo de agricultura integrada, siendo imposible aún notar los beneficios de la agricultura ecológica en este parámetro. Por otra parte, el olivar ecológico mostró un 27,65% más de coberturas herbáceas y un 0,16% más de plantas leñosas que el olivar integrado. Coincidentemente con los resultados de Solomou y Sfougaris (2011), se incrementó la diversidad vegetal en el olivar ecológico (i.e. hasta un 50% respecto al olivar integrado).

El carácter emergente de la gestión ecológica en *Estepa* no permitió observar de forma clara los efectos de la conversión de una gestión a otra, siendo necesaria la permanencia de dicha gestión durante un intervalo de tiempo superior para evaluar sus consecuencias sobre la multifuncionalidad del olivar (Bengtsson et al. 2005). No obstante, en *Estepa* la gestión ecológica parece favorecer, debido a sus prácticas agro-ambientales entre las que destaca la implantación obligatoria de cubiertas vegetales (BOE 2008, 2011), la generación de entornos multidimensionales favorables para incrementar la sostenibilidad del cultivo olivarero.

4. Herramientas (aplicaciones) desarrolladas orientadas a la valoración de la sostenibilidad del olivar en *Estepa*

4.1 *Modelo de simulación para escenarios futuros con diferentes tipos de gestión*

El empleo de la dinámica de sistemas y las modelizaciones constituyen una metodología de elevada aplicabilidad en las Ciencias Experimentales, debido a la incertidumbre de trabajar con sistemas vivos (Peterson et al. 2003; Markowets 2017). En la presente investigación, se empleó un modelo de simulación basado en diagramas de Forrester con la finalidad de generar escenarios alternativos concretos de gestión olivarera para el área de estudio, estableciendo las bases de un modelo de explotación agrícola multifuncional y equilibrado, que combinase unos elevados beneficios y nivel productivo del olivar, junto a unos tenues impactos ambientales derivados de las prácticas agrícolas que garantizaran la viabilidad socio-económica y la sostenibilidad a largo plazo de la Comarca de *Estepa* (Lampridi et al. 2019).

Se plantearon por tanto diferentes escenarios futuros basados en el mantenimiento de la gestión integrada predominante en *Estepa* y transiciones de un 10% de las hectáreas de olivar hacia otros modelos de gestión (i.e. ecológica de secano, intensiva con riego, altamente-intensiva, y gestión mixta). Si se mantuviera una gestión integrada como la actual a escala de Comarca daría lugar a un grado de abandono moderado de las plantaciones (i.e. 12% del territorio). Predominaría el abandono de los olivares con erosión severa por su repercusión sobre el rendimiento de los cultivos y la renta agraria (Kosmas et al. 1997). Si bien la erosión es un agente condicionante de la sostenibilidad del olivar en Andalucía (Fleskens y Stroosnijder 2007), en *Estepa* la tasa actual de abandono de tierras es baja debido a la existencia de prácticas agrícolas en el manejo integrado que contribuyen a reducir la magnitud de los procesos erosivos (Zuazo y Pleguezuelo 2009; Rescia et al. 2017). Debido a este tipo de prácticas de la gestión integrada, en el escenario de transición hacia un tratamiento más agroecológico del olivar, la extensión de las áreas abandonadas fue equivalente a la del escenario de gestión actual. En un sentido amplio, subyace a la conversión hacia la gestión ecológica una intención de obtener productos de alta calidad que promuevan el desarrollo agrícola sostenible, siendo obligatorio el mantenimiento de coberturas vegetales, debiéndose evitar el uso de agroquímicos (Egea y y Pérez 2016). Las opciones de escenarios futuros donde prevalezcan olivares de gestión integrada junto con olivares ecológicos pueden asumirse

como un futuro sostenible para *Estepa*, siendo escenarios de mayor sostenibilidad que aquéllos donde hubiera una tendencia al aumento de prácticas de intensificación. Si bien ambos escenarios (integrado y ecológico) presentaron un nivel productivo equivalente (Martínez et al. 2006; AEMO 2012), con una producción de 27 M l aceite de oliva al final de la simulación y un valor acumulado de $4,37 \cdot 10^9$ l de aceite, el escenario de transición hacia la gestión ecológica evidenció una mayor rentabilidad, debido al mayor precio de venta en origen del aceite (POOLred 2017). Mientras que la gestión integrada evidenció unos beneficios acumulados de $1,07 \cdot 10^9$ € en ausencia de la PAC, y de $5,65 \cdot 10^9$ € incorporando la PAC al modelo, el escenario de gestión ecológica alcanzó incrementos de los beneficios acumulados del 91,58% sin PAC, minimizándose dicha diferencia a 17,52% al analizar la influencia de los subsidios percibidos por los agricultores.

Los escenarios de transición hacia la gestión intensiva y altamente-intensiva de los olivares presentaron un abandono de cultivos de olivar del 22% del territorio, debido a los elevados insumos energéticos empleados que conllevan una aceleración de los procesos erosivos y una mayor contaminación difusa (Martínez et al. 2006; Montgomery 2007; Pinay y Hannah 2009). Los procesos de intensificación en los olivares otorgan una mayor importancia al nivel productivo de la explotación que a las repercusiones ambientales de la gestión del suelo, y no se implantan de manera habitual coberturas vegetales (Hernández et al. 2010; Flohre et al. 2011). Aunque inicialmente se apreció un incremento productivo en la gestión altamente-intensiva, a largo plazo el balance global de la producción de este escenario fue inferior al del resto de gestiones evaluadas debido a la mayor pérdida de territorio cultivable. Comparativamente con el escenario base de producción integrada, se observó un descenso de la producción acumulada del 6,18% para la gestión intensiva y del 7,32% para la gestión altamente intensiva. Adicionalmente, en términos económicos se observaron, en ausencia de la PAC, rendimientos un 10,09% inferior para la gestión intensiva y un 8,60% para la gestión altamente-intensiva. Dichas pérdidas, incorporando la PAC al modelo, fueron del 10,08% y 9,91% respectivamente. Debe tenerse en cuenta, adicionalmente, que la intensificación agraria se acompaña de una homogeneización del paisaje, tendiéndose hacia los monocultivos, disminuyendo la biodiversidad silvestre y la capacidad de los ecosistemas para proporcionar bienes y servicios (Flohre et al. 2011; Ribeiro et al. 2016). Por ejemplo, Tilman et al. (2002) destacaron que la aplicación de fertilizantes y pesticidas aumenta los nutrientes y las toxinas en las aguas subterráneas y superficiales, afectando a los servicios ecosistémicos

de regulación y culturales (i.e. purificación del agua, pesca, valores recreativos y hábitats acuáticos), siendo estos efectos más graves en el Mediterráneo, donde predominan suelos pobres y altos niveles de estrés hídrico (Caraveli 2000).

Para la gestión mixta, con una combinación de gestiones integrada, ecológica e intensiva en toda la Comarca, se observó un valor de abandono de cultivos del 17%, un nivel productivo intermedio de 24 M l aceite de oliva al final de la simulación y un valor acumulado de $4.23 \cdot 10^9$ l, y un incremento económico respecto a la gestión integrada del 41,12% en ausencia de la PAC y del 5,31% incorporando la PAC al modelo. Este escenario permitiría mantener un nivel de producción aceptable, respondiendo a las demandas de actores sociales y a las últimas tendencias de la PAC, favoreciendo a los propietarios con subvenciones sujetas a una ordenación territorial respetuosa con el medio ambiente (Petersen y Snapp 2015; Pittelkow et al. 2015; Raymond et al. 2016).

4.2 Análisis de Procesos Jerárquicos de evaluación de la multifuncionalidad agrícola

El Análisis de Procesos Jerárquicos (i.e. AHP) conforma una metodología de toma de decisiones multicriterio especialmente útil en el análisis multidisciplinar de problemas donde las dimensiones económica, social y ambiental están interconectadas (Cegan et al. 2017; Kumar et al. 2017). AHP se basa en priorizar diferentes alternativas acorde a su contribución con respecto a un conjunto de indicadores y subindicadores (Baudry et al. 2018). Para la DOP *Estepa*, se diseñó y ejecutó un modelo AHP con la finalidad de conocer qué gestión olivarera presente en el área de estudio (i.e. integrada o ecológica) presentaba una mayor multifuncionalidad mediante la estimación experimental de diferentes subindicadores económicos, sociales y ambientales, valorando su grado de contribución en la satisfacción de las demandas de la sociedad para con los sistemas agrícolas mediante la ejecución de encuestas (CE 2016). El análisis realizado permitió tomar decisiones complejas a partir de la creación de un modelo sencillo (Forman y Selly 2001), siendo necesario que los actores sociales involucrados aclarasen de forma explícita sus preferencias en cuanto a los indicadores y subindicadores planteados.

Mientras que la gestión integrada obtuvo una mayor ponderación para la dimensión económica del olivar, la gestión ecológica evidenció un comportamiento superior en el aspecto social y ambiental del cultivo. Considerando a la renta agrícola como el principal motivo de continuidad en el mantenimiento de la agricultura (Sgroi et al. 2015), la gestión integrada mostró una mayor renta que la ecológica. No obstante, debe tenerse en cuenta

que las parcelas ecológicas de *Estepa* presentaron un carácter incipiente, no pudiendo valorar adecuadamente el balance de ingresos y gastos de las explotaciones. Otra preocupación ligada al olivar es aquella relacionada con el abandono rural y demanda de empleo. Estudios como el de Fleskens et al. (2009) y Rodríguez-Pleguezuelo et al. (2018) han destacado cómo un cambio hacia una gestión ecológica del olivar en Andalucía actuaría como motor económico rural favoreciendo la generación local de empleo e incrementando el valor socio-cultural de estos paisajes. Aunque desde un marco legislativo la vinculación de la olivicultura ecológica para con la implementación de prácticas agroambientales de laboreo se asocia a una mayor demanda de mano de obra especializada (BOE 2011; BOJA 2015b; Villanueva et al. 2015), tradicionalmente destaca la implicación de la mano de obra familiar en dicha gestión agrícola, asociada al conocimiento ecológico de la producción olivarera. Ambientalmente, la gestión ecológica mostró una mayor multifuncionalidad en cuanto a los subindicadores evaluados. La implementación obligatoria de coberturas vegetales para mitigar la erosión dio lugar a una mayor fertilidad edáfica y diversidad biológica en general, proporcionando un mejor suministro de SE por parte de estos sistemas (BOE 2002).

El modelo AHP generado para *Estepa* demostró, con un nivel medio de acuerdo entre expertos (i.e. índice *RGA*: 18,238), una mayor contribución a las demandas sociales hacia la agricultura por parte de la gestión ecológica del olivar, siendo un modelo de gestión más sostenible a largo plazo, coincidiendo con el criterio de Collins et al. (2011).

4.3 Cuantificación de la Tolerancia a la Pérdida de Suelo y de la Productividad Edáfica para valorar el efecto de la erosión sobre la sostenibilidad agrícola

En Andalucía, se han llevado a cabo numerosos estudios sobre modelos de gestión en los cultivos olivareros y sus consecuencias ambientales y socio-económicas (Galán et al. 2008; Gómez-Limón et al. 2012; Gómez et al. 2014a; Parras-Alcántara et al. 2016). Considerando a la erosión como una de las principales amenazas contra la sostenibilidad de los olivares, es esencial el empleo de estimadores como el índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo (TPS) o el índice de Productividad Edáfica (i.e. IPE), estableciendo cuantitativamente el umbral límite de pérdida de suelo tolerable para mantener una producción viable económicamente (Lombardi-Neto y Bertoni 1975, Moreira-Madueño 1991; Li et al. 2009; Liu et al. 2009). Tal y como se llevó a cabo en el Capítulo 4, es

necesaria la calibración de índices *ad hoc* que implementen las características de cada área olivarera para realizar un análisis detallado de su sostenibilidad.

El índice TPS en función de las características físicas del territorio (TPSf) aporta una información orientativa del umbral máximo de pérdida admisible de suelo de forma muy general y poco aplicable a los sistemas agrícolas. Para incrementar su aplicabilidad es más empleada una modificación del modelo aplicado a cultivos (TPSc), donde se tienen en cuenta factores intrínsecos a los cultivos como la influencia de la erosión y la tasa de regeneración edáfica (Moreira-Madueño 1991). Además, para la correcta calibración de este modelo, debe considerarse un espesor de 20 cm de suelo como capa de laboreo no degradable, asegurando la viabilidad del cultivo (Kairis et al. 2013; Rodríguez-Entrena y Arriaza 2013; Gómez et al. 2014a). Se estimó el TPSc teórico de forma bibliográfica para las principales DOPs de aceite de oliva en Andalucía (Tabla 38), donde los umbrales de pérdida de suelo vienen determinados por el riesgo erosivo del olivar y el porcentaje de superficie regada (BOJA 2002). Así, conforme aumentan estos dos factores, la tolerancia a la pérdida de suelo en el olivar es menor, disminuyendo su sostenibilidad (Sastre et al. 2017; Rodrigo-Comino et al. 2018).

Tabla 38 Datos cualitativos y cuantitativos, para las DOPs analizadas, referentes al riesgo de erosión (Er), y a la superficie de olivar con riego incorporado (R)

DOP	Er (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Er cualitativo	R (%)	R cualitativo
Sierra de Cádiz	134,2	Elevado	7	Baja
Baena	78,5	Intermedio	5	Baja
Montoro-Adamuz	400,9	Muy elevado		Baja
Priego	78,5	Intermedio		Baja
Lucena				
Poniente de Granada	53,3	Intermedio	24	Elevada
Montes de Granada				
Sierra de Cazorla	59,1	Intermedio	32	Muy elevada
Sierra Mágina				
Sierra de Segura				
Antequera	67,8	Intermedio	7,5	Baja
Estepa	28,9	Bajo	10	Baja

Las DOPs *Sierra de Cádiz* y *Antequera* mostraron, en términos generales, valores intermedios para el índice TPSc debido a la combinación de un riesgo erosivo medio-elevado y una representatividad baja de olivar con regadío (BOJA 2002; Martínez et al. 2011). No obstante, debido a la existencia en ambas DOPs de una profundidad media del suelo inferior a 60 cm (Guzmán Álvarez 2004), las parcelas con erosión máxima (i.e. hasta 200 t ha⁻¹ año⁻¹) y de erosión media (i.e. hasta 100 t ha⁻¹ año⁻¹), no serían sostenibles

a 50 y 150 años, respectivamente. Las DOPs cordobesas de *Baena*, *Priego* y *Lucena* al igual que las DOPs de *Sierra de Cazorla*, *Sierra Mágina* y *Sierra de Segura* mostraron elevados valores de TPSc, por la combinación de un riesgo erosivo no superior a $80 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ junto a una superficie de olivar regado del 5%, presentando dichas comarcas olivareras una perspectiva oleícola sostenible donde sólo se pierden aquellas explotaciones de erosión máxima en proyecciones a 150 años. Una excepción a esta tendencia la conforma la DOP *Montoro-Adamuz*, que muestra una amplia variabilidad en cuanto al índice estudiado, debido a la existencia de suelos con profundidad muy diversa junto a un riesgo de erosión muy elevado, lo cual disminuye la potencial perdurabilidad del cultivo. Las DOPs *Poniente de Granada* y *Montes de Granada* también evidenciaron una gran amplitud para la tolerancia a la pérdida de suelo, mostrando desde valores propios de suelos con nula profundidad útil, a valores característicos de suelos muy desarrollados donde sólo se muestra una pérdida de parcelas con suelos con erosión máxima en simulaciones a 150 años (Martínez et al. 2011). Por último, la DOP *Estepa* también presentó un amplio rango de valores del índice TPSc, debido a la existencia de múltiples estados erosivos, presentando un valor teórico medio de riesgo de $28,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ erosivo y un 10% del cultivo gestionado bajo riego.

Se estimó el índice TPS de forma más exhaustiva en el olivar de la DOP *Estepa*, considerando todos sus estados erosivos y las gestiones olivareras. Si bien el índice TPSf evidenció un carácter sostenible de todo el olivar en proyecciones a 100 años, la aplicación del índice TPSc mostró una relación inversa entre la erosión y el valor umbral de pérdida de suelo, coincidentemente con Moreira-Madueño (1991). Comparando estados erosivos equivalentes propios de la gestión integrada en secano o riego deficitario, se evidenció un carácter insostenible de las explotaciones de mayor erosión bajo riego a 150 años; esto corrobora, de acuerdo con Duan et al. (2017), cómo el riego, a pesar de ser deficitario, influye negativamente sobre la sostenibilidad del cultivo a largo plazo debido a la generación de una mayor escorrentía y contaminación difusa derivada del empleo de insumos químicos (López-Pintor et al. 2018). Por el contrario, la gestión ecológica obtuvo valores de tolerancia superiores a la gestión integrada, compatibles con una mayor sostenibilidad del cultivo (Li et al. 2009).

Por otra parte, mediante la inclusión de diversas variables edáficas y su influencia como agentes mitigadores erosivos se calibró un modelo específico para el cultivo de olivar de *Estepa* (i.e. TPSc_o), evidenciando, de forma no significativa, unos umbrales de pérdida

de suelo levemente superiores a los estimados de forma teórica, pero sin cambiar su dinámica salvo por el hecho de garantizarse la sostenibilidad de las explotaciones con erosión severa y riego a largo plazo. En cuanto a la estimación del índice IPE se evidenció una influencia negativa de la erosión y de la implantación de riego para con la productividad edáfica en el caso de estudio debido a la pérdida de fertilidad y horizontes edáficos derivados de esta práctica de intensificación agrícola (Martínez et al. 2011; Bashagaluke et al. 2018). Aunque el olivar ecológico obtuvo mayores valores de IPE, el escaso rendimiento del área de estudio se debe al bajo contenido en materia orgánica, arcillas, y al escaso contenido general en potasio para el olivar integrado, catión estrechamente ligado a la producción agrícola (Duan et al. 2009, 2012, 2017).

A través de los resultados procedentes de la implementación del índice TPS, coincidiendo con los criterios de Gómez et al. (2004) y Palese et al. (2014), deben optarse por modelos de gestión olivarera que minimicen el empleo de técnicas de intensificación agraria y configuren paisajes de secano con la finalidad de maximizar la perdurabilidad del olivar.

5. Consideraciones generales en cuanto a la sostenibilidad olivarera

5.1 Relevancia del marco político para promover la sostenibilidad de los olivares

Teniendo en cuenta la demanda poblacional existente para la agricultura en cuanto a la generación de bienes públicos (CE 2016), la promoción de actuaciones administrativas que contribuyan a incrementar la sostenibilidad de la agricultura y aseguren su aporte constante de SE hacia la sociedad es esencial (Fleskens et al. 2009; BOJA 2015b). Desde este punto de vista, la PAC constituye la herramienta institucional de mayor importancia para incrementar la sostenibilidad agrícola, contribuyendo hacia un flujo estable de SE mediante un desarrollo que incremente la calidad de vida de la población y mejore la renta agraria (Weissteiner et al. 2011; Manos et al. 2013; Schmid y Sinabell 2016).

El presupuesto otorgado a la PAC por parte de la Unión Europea se ha reducido considerablemente en los últimos años, conformando en la actualidad el 37,8% de los presupuestos generales europeos (CE 2005b; Larrubia Vargas 2017). Sin embargo, el presupuesto de la PAC destinado a medidas de Política de Desarrollo Rural ha aumentado un 9%, evidenciando un carácter actual no productivista de la PAC. Socialmente, los individuos no vinculados al medio agrario como actividad principal primaria consideran que debería producirse una reducción de las ayudas directas de la PAC y, paralelamente,

potenciar las medidas destinadas a la protección de la naturaleza, abogando por una agricultura territorial y respetuosa con el entorno natural (Magdoff 2007; Rocamora-Montiel et al. 2014). Por otro lado, los agricultores demandan un incremento de las ayudas directas, reconociendo de forma secundaria la importancia de la implementación de medidas agroambientales. No obstante, autores como Erjavec y Erjavec (2015) o Louhichi et al. (2017) consideran que debería mantenerse una limitación a las ayudas directas, impidiéndose así la concesión de subvenciones elevadas a productores concretos, constituyendo de este modo una garantía para el pequeño agricultor y pudiendo destinar el ahorro producido a la financiación de otras medidas agrícolas como el *greening* o Pago Verde.

En *Estepa*, se observó una intrínseca relación de la viabilidad económica del sistema para con los subsidios percibidos por la PAC, maximizándose los beneficios de la explotación olivarera. Asumiendo una subvención de 1,05 € por litro de aceite producido (AEMO 2012), la PAC incrementó significativamente la rentabilidad olivarera en todos los escenarios evaluados. Concretamente cabe destacar la menor dependencia observada para la agricultura ecológica con estas subvenciones debido a la rentabilidad intrínseca de esta gestión por la calidad de sus productos y el mayor precio de venta de los mismos (Infante-Amate 2012b; Sgroi et al. 2015). Sin embargo, la magnitud actual de las subvenciones percibidas por las explotaciones olivareras ya no depende tanto de su nivel productivo, sino de factores como la densidad de plantación y el tamaño de la explotación (Parra-López et al. 2008a; Erjavec y Erjavec 2015). En este sentido, se observó cómo las parcelas integradas de secano, con una superficie de 7 ha y una densidad de plantación de 100-199 ha⁻¹, presentaron subvenciones medias de 350-449 € ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, dicho valor ascendió en la agricultura integrada con riego y en la gestión ecológica a valores de 450-549 € ha⁻¹ año⁻¹ y 250-349 € ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente, debido a la mayor superficie de las explotaciones y su densidad de plantación (i.e. más de 30 ha y densidad de 200-499 árboles ha⁻¹ en cultivos integrados con riego; y 25 ha con 200-499 árboles ha⁻¹ en la gestión ecológica).

A una escala nacional y regional, el Plan Director del Olivar Andaluz (BOJA 2015b) pretende constituir una herramienta adicional a la PAC que impulse la puesta en valor del olivar de cara a la PAC 2020. No sólo se pretende promover el pago directo (O'Neill y Hanrahan 2016), si no también promocionar el mantenimiento del patrimonio olivarero en Andalucía para conservar su valor natural, reserva genética y carácter industrial,

fomentando el empleo de medidas agroambientales que fomenten la puesta en valor y reconocimiento de sus SE no productivos (Fisher et al. 2009; Erjavec y Erjavec 2015).

5.2 Consecuencias del cambio climático sobre la sostenibilidad del olivar

Si bien el cambio climático y sus efectos sobre los olivares y, más concretamente sobre los olivares andaluces, no ha sido estudiado en esta tesis consideramos oportuno un breve comentario sobre estos efectos ya que este cambio está emergiendo como una amenaza global cada vez más determinante en el futuro de ciertas actividades primarias (Osborne et al. 2000; Karl y Trenberth 2003).

El cambio climático, definido como la variación global de la climatología del planeta derivado de la acción antrópica (Walther et al. 2002; Steffen et al. 2015), incorpora cualquier alteración sobre los factores meteorológicos como la temperatura o pluviometría, entre otros (Niles y Mueller 2016). En las últimas décadas, el modelo de producción y consumo energético del ser humano ha constituido un factor acelerador de dichas alteraciones, ocasionándose impactos sobre el ambiente y los sistemas socio-económicos, destacando el calentamiento global debido a la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera (Hughes 2000; Karl y Trenberth 2003). La Región Mediterránea, donde se concentra el 95% de los cultivos de olivar, se verá especialmente afectada el cambio climático debido a su situación geográfica y a la dinámica característica del clima mediterráneo (Osborne et al. 2000; Tanasijevic et al. 2014), agravado localmente por la intensificación agraria (i.e. empleo de combustibles fósiles y aplicación de fertilizantes nitrogenados (BOJA 2015b)). Se prevé para esta región un incremento de las temperaturas medias y la ausencia prolongada de precipitaciones, concentrándose en períodos temporales cada vez más cortos (Díaz et al. 2007; García-Mozo et al. 2010).

Ribalaygua et al. (2013) estimaron unas previsiones en el incremento de temperatura en proyecciones a 100 años de entre 2,1-3,75 °C para las temperaturas máximas y de 1,75-3,1 °C para las temperaturas mínimas en España. Por otro lado, autores como Galán et al. (2005) apreciaron un incremento en torno a los 4-5 °C en las temperaturas medias para la región de Andalucía para finales del siglo XXI. Este incremento de temperatura presentará efectos multidimensionales en los sistemas de olivar, provocando un desplazamiento hacia el norte y el este de la zona de distribución óptima de los olivos (Ferrise et al. 2013). Los inviernos serán más suaves, reduciendo el estrés del olivar por

frío e incrementando su período útil de crecimiento (Pérez-López et al. 2008). También se adelantaría la floración y maduración de los frutos, debiendo adelantar la recolección de aceituna, teniendo lugar fenologías fuera de fechas habituales (Galán et al. 2008). La presencia de temperaturas anormalmente elevadas limitaría el desarrollo normal de la aceituna (Gordo y Sanz 2010). Estos cambios propiciarían la proliferación de plagas en los cultivos de olivar por parte de organismos menos sensibles a las temperaturas elevadas, repercutiendo en la calidad y cantidad de las cosechas (Ponti et al. 2014). Por otro lado, estudios como el de Sumner et al. (2003) prevé un descenso en la pluviometría del 6-10% siguiendo proyecciones a 100 años. Dicho efecto generará un aumento de la evapotranspiración potencial del olivar, siendo dichas plantaciones muy sensibles a la asfixia radicular (Sofo et al. 2014). El proceso de floración se verá afectado por las condiciones de sequía, reduciéndose el porcentaje de fructificación (Orlandi et al. 2005). Adicionalmente, la concentración de las precipitaciones en forma de tormentas puede incrementar la magnitud de la erosión en el olivar, produciéndose una aceleración de la degradación del medio edáfico, afectándose la productividad del cultivo (Gómez et al. 2014a; Serpa et al. 2015).

Para la DOP *Estepa* se evidenció, con un grado de acuerdo medio entre expertos (índice *RGA*: 19,063), una mayor contribución del olivar ecológico (62,1%) respecto al modelo de gestión integrada (37,9%), en la satisfacción de la demanda relacionada con la lucha contra el cambio climático, siendo la quinta demanda dentro de las siete existentes por parte de los ciudadanos españoles para con la agricultura, con un 47% de respuestas afirmativas.

Como medidas dirigidas a frenar las consecuencias del cambio climático en el olivar, destaca el empleo de cubiertas vegetales por su acción reductora de emisión de gases de efecto invernadero, contribución a la materia orgánica del suelo, incremento de infiltración del agua de lluvia y mitigación de los procesos erosivos (Kosmas et al. 2000; Zuazo y Pleguezuelo 2009; Gómez et al. 2011), siendo recomendable la reducción del uso de combustibles fósiles y la minimización de las prácticas de laboreo. Así, deberían implementarse metodologías de control integrado de plagas y fertilización racional y eficiente, donde sólo se empleen los productos indicados tomando como base la realización de análisis foliares, edáficos y de calidad de las aguas, ajustando las dosis necesarias de cada producto, evitándose la emisión de gases de efecto invernadero (Moriondo et al. 2015). Teniendo en cuenta las restricciones que ocasionará el cambio

climático sobre la disponibilidad del recurso hídrico en un futuro cercano (White et al. 2006; Elliot et al. 2014; Schewe et al. 2014; Tanasijevic et al. 2014), deberían plantearse medidas que maximicen la eficiencia del uso del agua, promoviéndose una transición hacia gestiones de secano.


6. Consideraciones finales orientadas a la sostenibilidad olivarera en *Estepa*

Dado el carácter multifuncional de los cultivos olivareros, es recomendable que su sostenibilidad sea evaluada desde un enfoque que analice las dimensiones económica, social y ambiental intrínsecas a estos paisajes. Es fundamental que esta evaluación tenga en cuenta las demandas de los agricultores, los condicionantes de los tomadores de decisiones, y los aportes científico-técnicos con la finalidad de asegurar la viabilidad económica de estos cultivos manteniendo una producción óptima que asegure una buena calidad de vida de los agricultores, sin perder su funcionalidad ecosistémica para la provisión de SE de carácter ambiental. Ante la preocupante situación que presenta el olivar andaluz en cuanto a su perdurabilidad, los agricultores han ido adaptando los modelos de gestión agrícola acorde a sus prioridades. En el olivar en general y, concretamente, en *Estepa*, se ha optado de forma predominante por la agricultura integrada, con un desarrollo incipiente de explotaciones en las cuales ha sido implementada una gestión ecológica.

Los resultados de la presente investigación han evidenciado cómo los procesos erosivos minimizan la sostenibilidad olivarera en el área de estudio, conformando la principal causa de la reducción de rendimiento de los cultivos y presentando externalidades negativas como la pérdida de horizontes y fertilidad edáfica. Sin embargo, la adopción de una gestión integrada y ecológica parece contribuir positivamente a mitigar estas consecuencias (ver también, Parra-López et al. 2007; Bommarco et al. 2013). En *Estepa* la gestión integrada consolidó un sistema de producción y transformación de alimentos de alta calidad que mantiene la rentabilidad y sostenibilidad de las explotaciones a la vez que respeta el medio ambiente y garantiza la seguridad alimentaria que demanda la sociedad en la actualidad. Al analizar la influencia del riego deficitario característico de esta Comarca, debe considerarse como limitación económica de este manejo el menor precio de venta en origen de la aceituna producida (AEMO 2012; M. Caballero, comunicación personal, 22 de mayo de 2018). La incorporación de agua al olivar suele conllevar consecuencias productivas y ecológicas que pueden mermar su sostenibilidad.

Si bien el riego se asocia a una mayor producción agrícola a corto plazo, conforma una práctica de intensificación que puede degradar el medio edáfico y generar suelos más compactados y con menos nutrientes. La planificación territorial a escala de paisaje basada en un modelo de mosaico espacial donde se combinen diferentes gestiones olivareras responde a la demanda productiva de los agricultores sin ocasionar severos perjuicios ambientales. Sin embargo, los resultados obtenidos evidenciaron una mayor sostenibilidad de la gestión ecológica sobre la integrada por su menor impacto ambiental junto con un mejor rendimiento económico debido a un precio de venta más elevado de los productos obtenidos.

Teniendo en cuenta ciertas limitaciones intrínsecas a las metodologías empleadas a lo largo de esta investigación, los resultados y conclusiones derivados de los estudios realizados no deben ser interpretados como argumentos categóricos, siendo su principal valor el haber hecho operativos de forma lógica los conocimientos disponibles y actuales sobre los agroecosistemas de olivar. En este sentido, debe considerarse a los modelos y herramientas diseñadas como un mecanismo coherente y de gran utilidad en la realización de deducciones y predicciones en torno a las futuras perspectivas del paisaje agrícola de olivar de la Comarca de *Estepa*. Los resultados de este trabajo pueden constituir una base para un diseño de gestión orientado a garantizar la sostenibilidad de los sistemas de olivar en esta región andaluza, asumiendo la incertidumbre inmanejable y poco confiable en cuanto a los cambios previsibles en torno a factores como el cambio climático, el desarrollo de políticas de conservación más resilientes y sostenibles para la producción, y los cambios previstos en la PAC a lo largo de las proyecciones temporales realizadas, que abarcan un período máximo de 150 años.

A photograph of an olive grove with a central path leading into the distance. The path is flanked by rows of olive trees. The ground is covered with low-lying green vegetation and dry leaves. The sky is filled with large, white, fluffy clouds, with some blue visible between them. A semi-transparent white rectangular box is centered over the middle of the image, containing the word 'CONCLUSIONES' in black, uppercase letters.


CONCLUSIONES

- El modelo de simulación dinámico diseñado y calibrado para la DOP *Estepa* configuró una herramienta adecuada para evaluar la sostenibilidad socio-ecológica y económica de los olivares de esta Comarca.
- En la DOP *Estepa* se ha fomentado la gestión integrada del olivar manteniendo un nivel productivo adecuado acorde a las demandas de los agricultores. Además, la implementación de coberturas vegetales parciales que mitigan los procesos erosivos impide que esta gestión presente unos elevados impactos ambientales, reduciéndose el abandono agrario (i.e. tasa de abandono de explotaciones agrícolas del 12%).
- Mediante el análisis de los escenarios de transición generados, se evidenció cómo un cambio hacia una intensificación agrícola para maximizar el rendimiento productivo incrementaría los impactos ambientales, dando lugar a una tasa de abandono agrario del 22%, debido a la degradación edáfica. Por otra parte, la transición parcial hacia un modelo de gestión ecológica demostró unos mínimos impactos ambientales, siendo el escenario con mayores beneficios debido al mayor precio de venta del aceite en origen.
- La sostenibilidad socio-ecológica a largo plazo de los olivares de la DOP *Estepa* está, desde un punto de vista multifuncional, supeditada a una planificación territorial a escala de paisaje que combine las prácticas conservadoras de la agricultura integrada y ecológica con el rendimiento productivo de la gestión intensiva, alcanzando un equilibrio entre la producción agrícola y la conservación de la naturaleza.
- Desde un punto de vista experimental, la aplicación de riego deficitario en el área de estudio, si bien conlleva un menor impacto ambiental que otros tipos de riego, dio lugar a una sinergia con los procesos erosivos, acelerando sus efectos sobre la degradación edáfica, y afectando a la sostenibilidad económica y ecológica del olivar.
- En niveles erosivos equivalentes, los cultivos con riego mostraron un descenso en el peso de suelo por unidad de superficie. Además, el contenido en gravas se redujo de forma significativa en un 90,81%, y la porosidad descendió en un 4,85%, dando lugar a suelos más compactados. Químicamente, las parcelas con riego evidenciaron un menor contenido en materia orgánica (descenso del 19,90%) y un 21,72% más de nitratos.
- Aunque el riego deficitario incrementó la productividad del olivar a corto plazo, las parcelas de secano mostraron una mayor rentabilidad económica en el tiempo debido

a un mayor precio de la aceituna producida bajo este manejo y a sus menores gastos de la explotación.

- Ante los efectos negativos del riego, es aconsejable mantener explotaciones de secano y optimizar el uso del agua, teniendo en cuenta las restricciones previsibles sobre la disponibilidad hídrica a medio plazo debido al cambio climático.
- Mediante el empleo de un modelo de Análisis de Procesos Jerárquicos sobre el olivar de la DOP *Estepa*, la gestión integrada mostró una mayor ponderación en términos económicos (ωL : 0,520). No obstante, la gestión ecológica fue superior para las dimensiones social (ωL : 0,730) y ambiental (ωL : 0,658) del cultivo, contribuyendo en mayor medida a satisfacer las demandas de la sociedad española hacia la agricultura (ωF : 0,621).
- El uso de índices agronómicos basados en características del territorio, entre los que destacan el índice de Tolerancia a la Pérdida de Suelo en cultivos (TPSc) y el índice de Productividad Edáfica (IPE), resulta una herramienta de gran utilidad y aplicabilidad para conocer el grado de vulnerabilidad de los cultivos y poder aplicar, si son necesarias, medidas orientadas a promover su sostenibilidad.
- La estimación teórica del índice TPSc para las DOPs de aceite de oliva en Andalucía evidenció un carácter sostenible del olivar andaluz en proyecciones a 100 años. No obstante, las explotaciones oliveras con erosión moderada y severa no mostraron, en general, resultados compatibles con la viabilidad del olivar a 150 años.
- El índice TPSc modificado para cultivos de olivar (TPSco), calibrado específicamente para la DOP *Estepa* se consolidó como un estimador de mayor realismo y robustez que el índice original, al considerar la influencia de variables edáficas como agentes mitigadores de la erosión. Mediante su aplicación, se observó una tendencia descendente en el umbral máximo de pérdida de suelo permisible conforme se incrementó la erosión de las explotaciones y el tiempo de simulación, presentando las parcelas con riego un menor valor TPS que las parcelas de secano.
- Acorde al índice IPE, la DOP *Estepa* mostró un nivel general de productividad edáfica bajo, debido a su escaso contenido en materia orgánica y potasio, siendo las parcelas de gestión ecológica sin erosión aquéllas con mayor valor (i.e. 0, 45).

- Teniendo en cuenta los resultados de los índices estimados, es recomendable optar por modelos de gestión olivarera que minimicen el empleo de técnicas de intensificación agraria, generando cultivos de secano que maximicen la sostenibilidad del olivar.
- En general, los resultados han evidenciado los beneficios ambientales y socio-económicos de los modelos de gestión del olivar más ecológicos. Por tanto, sería relevante promover, desde un marco normativo y político, un aumento de la proporción de este tipo de cultivos, valorando las externalidades positivas no productivas de este enfoque de gestión agrícola, lo que conduciría a un mayor bienestar humano para las generaciones presentes y futuras, promoviendo la sostenibilidad y multifuncionalidad del olivar como sistema agrícola. De este modo, se puede complementar la retribución por precio de venta de los productos obtenidos con subsidios ambientales correspondientes a la implementación de prácticas agronómicas de conservación del paisaje y los pagos por SE no productivos contemplados en la actual PAC.

A landscape photograph showing a dirt path leading through an olive grove. The path is flanked by rows of olive trees and low-lying green vegetation. The sky is filled with large, white, fluffy clouds, with some blue visible between them. The overall scene is bright and natural.

CONCLUSIONS

- The dynamic simulation model designed and calibrated for the PDO *Estepa* served as an adequate tool to evaluate the socio-ecological and economic sustainability of the olive groves of this region.
- In the PDO *Estepa*, the integrated management of the olive grove has been promoted by the maintenance of an adequate production level based on farmer demands. Furthermore, the implementation of partial vegetal cover that mitigates erosion processes prevents high environmental impact, reducing agricultural abandonment (i.e. rate of abandonment of agricultural exploitations of 12%).
- Through the analysis of the transition scenarios generated, it became evident that a shift towards agricultural intensification to maximize productive yield increases environmental impact, resulting in a 22% agricultural abandonment rate, due to soil degradation. On the other hand, the partial transition towards an ecological management model showed minimal environmental impacts, with this scenario showing the greatest benefits due to a higher price of oil at origin.
- The long-term socio-ecological sustainability of the olive groves of the PDO *Estepa* is, from a multifunctional point of view, subject to territorial planning at a landscape scale, which combines the environmental practices of integrated and ecological agriculture with the productive yield of intensive management, achieving a balance between agricultural production and nature conservation.
- From an experimental point of view, the application of deficit irrigation in the study area had less environmental impact than other types of irrigation, but gave rise to a synergy of erosive processes, accelerating effects on soil degradation and affecting the economic and ecological sustainability of the olive grove.
- At equivalent erosion levels, irrigated crops showed a decrease in the weight of soil per unit area. In addition, the gravel content was significantly reduced by 90.81%, and porosity decreased by 4.85%, resulting in more compacted soils. Chemically, the irrigated plots showed a lower organic matter content (19.90% decrease) and an increase of 21.72% in the concentration of nitrates.
- Although deficit irrigation increased the productivity of the olive grove in the short term, the rainfed plots showed a higher economic profitability over time due to a higher price of the olives produced under this management and lower farm costs.

- Given the negative effects of irrigation, it is advisable to maintain rainfed farms and optimize water use, taking into account the foreseeable restrictions on water availability in the medium term due to climate change.
- By using a Analytic Hierarchy Process model on the olive grove of the PDO *Estepa*, integrated management showed a more weight in economic terms (ωL : 0.520). However, ecological management was better for the social (ωL : 0.730) and environmental (ωL : 0.658) dimensions of the crop, contributing more to satisfying Spaniards demands on agriculture (ωF : 0.621).
- The use of agronomic indices based on territorial characteristics, highlighting the Soil Loss Tolerance index for crops (SLTI) and the Soil Productivity index (SPI), is a very useful and applicable tool to determine the degree of vulnerability of crops and to enable the application, if necessary, of measures aimed at promoting their sustainability.
- The theoretical estimation of the SLTI for the olive oil PDOs in Andalusia demonstrated the sustainable character of the Andalusian olive grove in 100-year projections. However, olive farms with moderate and severe erosion did not, in general, show results compatible to the viability of the olive grove at 150 years.
- The modified SLTI for olive groves (SLTIog), specifically calibrated for the PDO *Estepa*, was consolidated as a more realistic and robust estimator than the original index, considering the influence of soil variables as erosion mitigating agents. A decreasing tendency in the maximum threshold of permissible soil loss was observed as the erosion of the exploitations and simulation time increased, with the irrigated plots presenting a lower soil loss tolerance value than the rainfed plots.
- According to the Soil Productivity index, the PDO *Estepa* showed an overall low level of soil productivity, due to its low organic matter and potassium content, with the ecologically managed plots without erosion showing the highest value (i.e. 0.45).
- Taking into account the results of the estimated indices, it is advisable to opt for olive management models that minimise the use of agricultural intensification techniques, instead choosing rainfed crops that maximise the sustainability of the olive grove.
- In general, the results demonstrate the environmental and socio-economic benefits of ecological olive grove management models. Therefore, an increase in the proportion

of this type of crops should be promoted, from a regulatory and policy framework, valuing the positive non-productive externalities of this agricultural management approach. This would lead to improved human welfare for present and future generations and promote the sustainability and multifunctionality of the olive grove as an agricultural system. The sale price of products obtained can be complemented with environmental subsidies for the implementation of agronomic practices of landscape conservation and payments for non-productive ES considered in the current CAP.

A landscape photograph showing a field with a fence in the foreground, a dense olive grove in the middle ground, and mountains in the background under a cloudy sky. A semi-transparent white box is overlaid in the center, containing the word 'REFERENCIAS' in black capital letters.

REFERENCIAS

- Abufarha N (2008) Land of symbols: cactus, poppies, orange and olive trees in Palestine. *Identities-Glob Stud* 15(3):343-368. <https://doi.org/10.1080/10702890802073274>
- Acosta-Martínez V, Tabatabai MA (2000) Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biol Fert Soils* 31(1):85-91. <https://doi.org/10.1007/s003740050628>
- Acosta-Martínez V, Zobeck TM, Gill TE, Kennedy AC (2003) Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biol Fert Soils* 38(4):216-227. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0626-1>
- Adetunji AT, Lewu FB, Mulidzi R, Ncube B (2017) The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. *J Soil Sci Plant Nut* 17(3):794-807. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017000300018>
- AEMO (Asociación Española de Municipios del Olivo/Spanish Association of Municipalities of Olive groves) (2012) Aproximación a los costes del cultivo del olivo. Cuaderno de conclusiones del seminario AEMO. Córdoba, España. <http://www.webcitation.org/77MCvuNPx>. Consultado 12 Abril 2020
- Afolayan OS, Oderinde FO (2018) Evaluation of deterioration index in soil nutrients due to cultivation of different cocoa species in southwest Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 22(4):547-552. <http://dx.doi.org/10.4314/jasem.v22i4.20>
- Aguilera F, Valenzuela LR (2012) Microclimatic-induced fluctuations in the flower and pollen production rate of olive trees (*Olea europaea* L.). *Grana* 51(3):228-239. <https://doi.org/10.1080/00173134.2012.659203>
- Akgün A, Türk N (2011) Mapping erosion susceptibility by a multivariate statistical method: a case study from the Ayvalık region, NW Turkey. *Comput Geosci* 37(9):1515-1524. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.09.006>
- Alcántara C, Pujadas A, Saavedra M (2011) Management of cruciferous cover crops by mowing for soil and water conservation in southern Spain. *Agr Water Manage* 98(6):1071-1080. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.01.016>

- Ali MH, Talukder MSU (2008) Increasing water productivity in crop production—a synthesis. *Agr Water Manage* 95(11):1201-1213.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.06.008>
- Alkire S (2002) Dimensions of human development. *World Dev* 30(2):181-205.
[https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00109-7](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00109-7)
- Allen HD, Randall RE, Amable GS, Devereux BJ (2006) The impact of changing olive cultivation practices on the ground flora of olive groves in the Messara and Psiloritis regions, Crete, Greece. *Land Degrad Dev* 17(3):249-273.
<https://doi.org/10.1002/ldr.716>
- Alonso AD, Krajsic V (2013) Food heritage down under: olive growers as Mediterranean ‘food ambassadors’. *J Heritage Tour* 8(2-3):158-171.
<https://doi.org/10.1080/1743873X.2013.767807>
- Alonso AM, Guzmán GI (2005) Aspectos productivos y económicos del olivar ecológico. Foro económico y social Expoliva. Jaén, España.
<http://www.expoliva.com/expoliva2005/symposium/comunicaciones/ECO-10.pdf>.
 Consultado 25 Abril 2020
- Alonso Mielgo AM, Sevilla Guzmán E, Jimenez Romera M, Guzmán Casado G (2001) Rural development and ecological management of endogenous resources: the case of mountain olive groves in Los Pedroches comarca (Spain). *J Environ Pol Plant* 3(2):163-175. <https://doi.org/10.1002/jepp.80>
- Álvarez S, Soriano MA, Landa BB, Gómez JA (2007) Soil properties in organic olive groves compared with that in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. *Soil Use Manage* 23(4):404-416. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00104.x>
- Alvarez-Guerra M, Canis L, Voulvoulis N, Viguri JR, Linkov I (2010) Prioritization of sediment management alternatives using stochastic multicriteria acceptability analysis. *Sci Total Environ* 408(20):4354-4367.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.016>

- Ananda J, Herath G (2009) A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning. *Ecol Econ* 68(10):2535-2548. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.05.010>
- Anastasiadis S, Chukova S (2019) An inertia model for the adoption of new farming practices. *Int T oper Res* 26(2):667-685. <https://doi.org/10.1111/itor.12336>
- AODE (Aceites de Oliva de España/Olive oils from Spain) (2019) Variedades de aceituna. España. <https://www.aceitesdeolivadeespana.com/la-importancia-de-las-variedades>. Consultado 11 Enero 2020
- Aparicio R, Luna G (2002) Characterisation of monovarietal virgin olive oils. *Eur J Lipid Sci Tech* 104(9-10):614-627. [https://doi.org/10.1002/1438-9312\(200210\)104:9/10<614::AID-EJLT614>3.0.CO;2-L](https://doi.org/10.1002/1438-9312(200210)104:9/10<614::AID-EJLT614>3.0.CO;2-L)
- Aragüés R, Medina ET, Clavería I, Martínez-Cob A, Faci J (2014) Regulated deficit irrigation, soil salinization and soil sodification in a table grape vineyard drip-irrigated with moderately saline waters. *Agr Water Manage* 134:84-93. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.11.019>
- Aranda V, Ayora-Cañada MJ, Dominguez-Vidal A, Martin-Garcia JM, Calero J, Delgado R, Verdejo T, González-Vila FJ (2011) Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (S Spain). *Geoderma* 164(1-2):54-63. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.010>
- Arjona-Fuentes JM, Amador-Hidalgo L (2017) Olive oil tourism: Promoting rural development in Andalusia (Spain). *Tour Manag Perspect* 21:100-108. <https://doi.org/10.1016/j.tmp.2016.12.003>
- Asah ST, Guerrey AD, Blahna DJ, Lawler JJ (2014) Perception, acquisition and use of ecosystem services: Human behavior, and ecosystem management and policy implications. *Ecosyst Serv* 10:180-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.003>
- ASAJA Jaén (Asociación de Jóvenes Agricultores de Jaén/ Association of Young Farmers of Jaén) (2019) La floración del olivar en imágenes. Jaén, España. <https://www.asajajaen.com/>. Consultado 12 Marzo 2020

- Aschmann H (1973) Distribution and peculiarity of Mediterranean ecosystems. In: di Castri F, Mooney HA (eds) *Mediterranean Type Ecosystems. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 7. Springer, Berlin, Heidelberg:11-19. https://doi.org/10.1007/978-3-642-65520-3_2
- Ayres R, Van den Berrgh J, Gowdy J (2001) Strong versus weak sustainability: Economics, natural sciences, and consilience. *Environ Ethics* 23(2):155-168. <https://doi.org/10.5840/enviroethics200123225>
- Bakker MM, Govers G, Kosmas C, Vanacker V, Van Oost K, Rounsevell M (2005) Soil erosion as a driver of land-use change. *Agr Ecosyst Environ* 105(3):467-481. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.009>
- Bakker MM, Govers G, Rounsevell MD (2004) The crop productivity–erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena* 57(1):55-76. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.07.002>
- Barbier EB (2007) Valuing ecosystem services as productive inputs. *Econ Policy*: 22(49):178-229. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x>
- Bartolini F, Viaggi D (2013) The common agricultural policy and the determinants of changes in EU farm size. *Land Use Policy* 31:126-135. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.10.007>
- Bashagaluke JB, Logah V, Opoku A, Sarkodie-Addo J, Quansah C (2018) Soil nutrient loss through erosion: Impact of different cropping systems and soil amendments in Ghana. *PloS one* 13(12):e0208250. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208250>
- Baudry G, Macharis C, Vallée T (2018) Range-based Multi-Actor Multi-Criteria Analysis: A combined method of Multi-Actor Multi-Criteria Analysis and Monte Carlo simulation to support participatory decision making under uncertainty. *Eur J Oper Res* 264(1):257-269. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.06.036>
- Bazzoffi P (2009) Soil erosion tolerance and water runoff control: minimum environmental standards. *Reg Environ Change* 9(3):169-179. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0046-8>

- Beaufoy G (2001) EU Policies for Olive Farming: Unsustainable on All Counts. WWF y BirdLife International. Bruselas, Bélgica. <https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/olivefarmingen.pdf>. Consultado 28 Marzo 2020
- Belletti G, Marescotti A, Sanz-Cañada J, Vakoufaris H (2015) Linking protection of geographical indications to the environment: Evidence from the European Union olive-oil sector. *Land Use Policy* 48:94-106. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.003>
- Bengtsson J, Ahnström J, Weibull AC (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J Appl Ecol* 42(2):261-269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bengtsson J, Angelstam P, Elmqvist T, Emanuelsson U, Folke C, Ihse M, Moberg F, Nyström M (2003) Reserves, resilience and dynamic landscapes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 32(6):389-397. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.6.389>
- Benítez ML, Pedrajas VM, Del Campillo MC, Torrent J (2002) Iron chlorosis in olive in relation to soil properties. *Nutr Cycl Agroecosys* 62(1):47-52. <https://doi.org/10.1023/A:1015116732580>
- Berbel J, Gómez-Limón JA (2000) The impact of water-pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas. *Agr Water Manage* 43(2):219-238. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(99\)00056-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(99)00056-6)
- Beretta AN, Silberman AV, Paladino L, Torres D, Bassahun D, Musselli R, García-Lamohte A. (2014) Soil texture analyses using a hydrometer: modification of the Bouyoucos method. *Cienc Investig Agrar* 41(2):263-271. <http://dx.doi.org/10.7764/rcia.v41i2.1339>
- Bernabéu R, Díaz M (2017) Preference for olive oil consumption in the Spanish local market. *Spanish J Agric Res* 14(4):0108. <https://doi.org/10.5424/sjar/2016144-10200>

- Bernaldez FG (1981) *Ecología y paisaje*, 1a ed. Hermann Blume, Barcelona, España:256 pp. <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=UACHBC.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=018645>. Consultado 22 Febrero 2020
- Binder CR, Feola G, Steinberger JK (2010) Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. *Environ Impact Asses* 30(2):71-81. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.06.002>
- Blanco-Canqui H, Lal R (2008) No-tillage and soil-profile carbon sequestration: An on-farm assessment. *Soil Sci Soc Am J* 72(3):693-701. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0233>
- BOE (Boletín Oficial del Estado/Spanish Official Bulletin) (1982) Real Decreto 1423/1982 de 18 de junio, por el que se aprueba la Reglamentación Técnico - sanitaria para el abastacimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público. España. <https://www.boe.es/eli/es/rd/1982/06/18/1423>. Consultado 04 Julio 2019
- BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin) (2000) Directiva 2000/29/CE del consejo de 8 de Mayo de 2000 relativa a las medidas de protección contra la introducción en la comunidad de organismos nocivos para los vegetales o productos vegetales y contra su propagación en el interior de la Comunidad. España. <https://www.boe.es/doue/2000/169/L00001-00112.pdf>. Consultado 22 Abril 2019
- BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin) (2002) Real Decreto 1201/2002, de 20 de noviembre, por el que se regula la producción integrada de productos agrícolas. España. <http://www.webcitation.org/77MNLSt4>. Consultado 03 Abril 2020
- BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin) (2004) Reglamento de la Denominación de Origen «Estepa» y de su Consejo Regulador. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. España. https://www.mapa.gob.es/images/gl/ORDEN20APA_3822_2004de20noviembre.pdf. Consultado 17 Marzo 2020

BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin) (2008) Reglamento (CE) nº 89/2008 de la Comisión, de 5 de septiembre de 2008, por el que se establecen disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) nº 834/2007 del Consejo sobre producción y etiquetado de los productos ecológicos, con respecto a la producción ecológica, su etiquetado y su control. España.
<https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2008-81848>. Consultado 24 Marzo 2020

BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin) (2011) Ley 5/2011, de 6 de octubre, del olivar de Andalucía. España.
<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-17494>. Consultado 25 Marzo 2020

BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin) (2013) Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. España.
<https://www.boe.es/buscar/pdf/2013/BOE-A-2013-7540-consolidado.pdf>. Consultado 04 Abril 2020

BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin) (2002) El pronóstico de la erosión de suelos como parte del proceso de evaluación. España.
https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/documentos_tecnicos/uso_suelo/pronostico.pdf. Consultado 22 Abril 2020

BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin) (2011) Ley 5/2011, de 6 de octubre, del olivar de Andalucía. España. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2011/205/1>. Consultado 05 Febrero 2020

BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia) (2015a) Aceite de olive virgin extra. Consejería de Hacienda, Industria y Energía. España.
<https://www.juntadeandalucia.es/organismos/empleoempresaycomercio/areas/industria/seguridad/paginas/denominaciones-calidad-aceite-oliva.html>. Consultado 17 Abril 2020

BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin) (2015b) Plan Director del Olivar Andaluz Decreto 103/2015. España. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2015/54/BOJA15-054-00410.pdf>. Consultado 04 Abril 2020

BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia) (2015c) Aceite de olive virgen extra. España <https://www.juntadeandalucia.es/organismos/empleoempresaycomercio/areas/industria/seguridad/paginas/denominaciones-calidad-aceite-oliva.html>. Consultado 17 Enero 2020

BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin) (2016) Pliego de condiciones de la Denominación de Origen Protegida Estepa. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. España. <http://www.webcitation.org/77MOBd5Gh>. Consultado 08 Marzo 2020

Bommarco R, Kleijn D, Potts SG (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 28(4):230-238. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>

Bouyoucos GJ (1951) A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils. *Agron J* 43(9):434-438. <https://dl.sciencesocieties.org/publications/aj/abstracts/43/9/AJ0430090434>. Consultado 19 Enero 2020

Bouyoucos GJ (1962) Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agron J* 54 (5):464-465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>

Brandt J, Geeson N (2015) Desertification indicator system for Mediterranean Europe: Science, stakeholders and public dissemination of research results. *Monitoring and Modelling Dynamic Environments* 121:79 pp. <https://doi.org/10.1002/9781118649596>

Brilli L, Lugato E, Moriondo M, Gioli B, Toscano P, Zaldei A, Leolini L, Cantini C, Caruso G, Gucci R, Merante P, Dibari C, Ferrise R, Bindi M, Costafreda-Aumedes S (2018) Carbon sequestration capacity and productivity responses of Mediterranean

- olive groves under future climates and management options. *Mitig Adap Strat Gl* 24(3):1-25. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9824-x>
- Brown GG, Barois I, Lavelle P (2000) Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *Eur J Soil Biol* 36(3-4):177-198. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)01062-1](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01062-1)
- Brown LR (1981) World population growth, soil erosion, and food security. *Science*:995-1002. <https://www.jstor.org/stable/1686685>. Consultado 03 Marzo 2020
- Burkhard B, Kroll F, Müller F, Windhorst W (2009) Landscapes' capacities to provide ecosystem services—a concept for land-cover based assessments. *Landscape online* 15(1):1-22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Calabrese A, Costa R, Levialdi N, Menichini T (2019) Integrating sustainability into strategic decision-making: A fuzzy AHP method for the selection of relevant sustainability issues. *Technol Forecast Soc* 139:155-168. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2018.11.005>
- Calabrese G, Perrino EV, Ladisa G, Aly A, Solomon MT, Mazdaric S, Benedetti A, Ceglie FG (2015) Short-term effects of different soil management practices on biodiversity and soil quality of Mediterranean ancient olive orchards. *Organic Agriculture* 5(3):209-223. <https://doi.org/10.1007/s13165-015-0120-8>
- Canis L, Linkov I, Seager TP (2010) Application of stochastic multiattribute analysis to assessment of single walled carbon nanotube synthesis processes. *Environ Sci Technol* 44(22):8704-8711. <https://doi.org/10.1021/es102117k>
- Cañada JS, Vázquez AM (2005) Quality certification, institutions and innovation in local agro-food systems: protected designations of origin of olive oil in Spain. *J Rural Stud* 21(4):475-486. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2005.10.001>
- Capasso R, Evidente A, Schivo L, Orru G, Marcialis MA, Cristinzio G (1995) Antibacterial polyphenols from olive oil mill waste waters. *J Appli Bacteriol* 79(4):393-398. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1995.tb03153.x>

- Capello G, Biddoccu M, Ferraris S, Cavallo E (2019) Effects of Tractor Passes on Hydrological and Soil Erosion Processes in Tilled and Grassed Vineyards. *Water* 11(10):2118. <https://doi.org/10.3390/w11102118>
- Cappelletti G, Ioppolo G, Nicoletti G, Russo C (2014) Energy requirement of extra virgin olive oil production. *Sustainability* 6(8):4966-4974. <https://doi.org/10.3390/su6084966>
- Caravaca F, Masciandaro G, Ceccanti B (2002) Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil Till Res* 68(1):23-30. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00080-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00080-6)
- Caraveli H (2000) A comparative analysis on intensification and extensification in Mediterranean agriculture: dilemmas for LFAs policy. *J Rural Stud* 16(2):231-242. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(99\)00050-9](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(99)00050-9)
- Carmona-Torres C, Parra-López C, Hinojosa-Rodríguez A, Sayadi S (2014) Farm-level multifunctionality associated with farming techniques in olive growing: An integrated modeling approach. *Agr Syst* 127:97-114. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2014.02.001>
- Carmona-Torres C, Parra-López C, Sayadi S, Chirisa-Ríos M (2016) A public/private benefits framework for the design of policies oriented to sustainability in agriculture: An application to olive growing. *Land Use Policy* 58:54-69. <https://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.010>
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl* 8(3): 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Carpio AJ, Castro J, Tortosa FS (2018) Arthropod biodiversity in olive groves under two soil management systems: presence versus absence of herbaceous cover crop. *Agr Forest Entomol* 21(1):58-68. <https://doi.org/10.1111/afe.12303>
- Castro AJ, Verburg PH, Martín-López B, Garcia-Llorente M, Cabello J, Vaughn CC, López E (2014) Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landsc Urban Plan* 132:102-110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>

- Castro J, Fernández-Ondoño E, Rodríguez C, Lallena AM, Sierra M, Aguilar J (2008) Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain). *Soil Till Res* 98(1):56-67. <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.10.002>
- CE (Comisión Europea/European Commission) (2005a) The attitudes of European citizens towards environment. Special Eurobarometer 217/Wave 62.1 – TNS Opinion & Social. Bruselas, Bélgica. http://ec.europa.eu/publicopinion/index_en.htm. Consultado 24 Enero 2020
- CE (Comisión Europea/European Comission) (2005b) Medio ambiente, alimentos y recursos naturales. Bruselas, Bélgica. https://ec.europa.eu/commission/index_es. Consultado 14 Febrero 2020
- CE (Comisión Europea/European Comission) (2013) Facts and figures on organic agriculture in the European Union. Agriculture and Rural Development. Bruselas, Bélgica. https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/markets-and-prices/more-reports/pdf/organic-2013_en.pdf. Consultado 14 Marzo 2020
- CE (Comisión Europea/European Commission) (2016) Europeans, Agriculture and the CAP. TNS opinion & social. Special Eurobarometer 440. Bruselas, Bélgica. http://data.europa.eu/euodp/en/data/dataset/S2087_84_2_440_ENG. Consultado 29 Abril 2020
- Cegan JC, Filion AM, Keisler JM, Linkov I (2017) Trends and applications of multi-criteria decision analysis in environmental sciences: literature review. *Environ Syst Decis* 37(2):123-133. <https://doi.org/10.1007/s10669-017-9642-9>
- Cerdà A, Doerr SH (2007) Soil wettability, runoff and erodibility of major dry-Mediterranean land use types on calcareous soils. *Hydrol Process: An International Journal* 21(17):2325-2336. <https://doi.org/10.1002/hyp.6755>
- Chaplot V, Le Brozec EC, Silvera N, Valentin C (2005) Spatial and temporal assessment of linear erosion in catchments under sloping lands of northern Laos. *Catena* 63(2-3):167-184. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.06.003>

- Chartzoulakis K, Bertaki M (2015) Sustainable water management in agriculture under climate change. *Agric Sci Proc* 4:88-98. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.011>
- Cinelli M, Coles SR, Kirwan K (2014) Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecol Indic* 46:138-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.011>
- COI (Consejo Oleícola Internacional/International Olive Council) (2015) Cifras aceite de oliva. España. <http://www.internationaloliveoil.org>. Consultado 03 Marzo 2020
- COI (Consejo Oleícola Internacional/International Olive Council) (2018) Cifras aceite de oliva. España. <http://www.internationaloliveoil.org>. Consultado 03 Marzo 2020
- Colacicco D, Osborn T, Alt K (1989) Economic damage from soil erosion. *J Soil Water Conserv* 44(1):35-39
- Collins SL, Carpenter SR, Swinton SM, Orenstein DE, Childers DL, Gragson TL, Grimm NB, Grove JM, Harlan SL, Kaye JP, Knapp AK, Kofinas GP, Magnuson JJ, McDowell WH, Melack JM, Ogden LA, Robertson GP, Smith MD, Whitmer AD (2011) An integrated conceptual framework for long-term social–ecological research. *Front Ecol Environ* 9(6):351-357. <https://doi.org/10.1890/100068>
- Colombo S, Perujo-Villanueva M (2017) Analysis of the spatial relationship between small olive farms to increase their competitiveness through cooperation. *Land Use Policy* 63:226-235. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.032>
- Connor DJ (2005) Adaptation of olive (*Olea europaea* L.) to water-limited environments. *Aust J Agr Res* 56(11):1181-1189. <https://doi.org/10.1071/AR05169>
- Connor DJ, Gómez-del-Campo M, Rousseaux MC, Searles PS (2014) Structure, management and productivity of hedgerow olive orchards: a review. *Sci Hortic-Amsterdam* 169:71-93. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2014.02.010>
- Cooley CH (2017) Human nature and the social order, 1a ed. Routledge, Nueva York, EEUU:480 pp. <https://doi.org/10.4324/9780203789513>

- Crutzen PJ (2006) The “Anthropocene”. In: Ehlers E, Krafft T (eds) *Earth System Science in the Anthropocene*. Springer, Berlin, Heidelberg:13-18. https://doi.org/10.1007/3-540-26590-2_3
- Cumming GS, Olsson P, Chapin FS, Holling, CS (2013). Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landsc Ecol* 28:1139-1150. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9725-4>
- Cuoco E, Darrah TH, Buono G, Verrengia G, De Francesco S, Eymold WK, Tedesco D (2015) Inorganic contaminants from diffuse pollution in shallow groundwater of the Campanian Plain (Southern Italy). Implications for geochemical survey. *Environ Monit Assess* 187(2):46. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4307-y>
- D’Imperio M, Mannina L, Capitani D, Bidet O, Rossi E, Bucarelli FM, Quaglia GB, Segre A (2007) NMR and statistical study of olive oils from Lazio: a geographical, ecological and agronomic characterization. *Food Chem* 105(3):1256-1267. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2007.02.045>
- Damour G, Navas ML, Garnier E (2018) A revised trait-based framework for agroecosystems including decision rules. *J Appl Ecol* 55(1):12-24. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12986>
- De Aranzabal I, Schmitz MF, Aguilera P, Pineda FD (2008) Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems: a case of study in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecol Indic* 8(5):672-685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.11.003>
- De Gennaro B, Notarnicola B, Roselli L, Tassielli G (2012) Innovative olive-growing models: an environmental and economic assessment. *J Clean Prod* 28:70-80. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.11.004>
- de Graaff J, Duarte F, Fleskens L, de Figueiredo T (2010) The future of olive groves on sloping land and ex-ante assessment of cross compliance for erosion control. *Land Use Policy* 27(1):33-41. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.006>

- de Graaff J, Eppink LAAJ (1999) Olive oil production and soil conservation in southern Spain, in relation to EU subsidy policies. *Land use policy* 16(4):259-267. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(99\)00022-8](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(99)00022-8)
- De la Rosa D, Moreno JA, Mayol F, Bonsón T (2000) Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agr Ecosyst Environ* 81(3):179-190. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00161-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00161-4)
- De Paola F, Ducci D, Giugni M (2013) Desertification and erosion sensitivity. A case study in southern Italy: the Tusciano River catchment. *Environ Earth Sci* 70(5):2179-2190. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2294-2>
- Dekhili, S., Sirieix, L., Cohen, E. (2011). How consumers choose olive oil: The importance of origin cues. *Food Qual Prefer* 22(8):757-762. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2011.06.005>
- Di Castri F, Mooney HA (2012) Mediterranean type ecosystems: origin and structure. 1a ed, Vol. 7. Springer Science & Business Media, Nueva York, EEUU:406 pp
- Di Stefano C, Ferro V, Burguet M, Taguas EV (2016) Testing the long term applicability of USLE-M equation at a olive orchard microcatchment in Spain. *Catena* 147:71-79. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.001>
- Díaz AR, Rubio JQ, Silla RO, Navarro AS, Juárez MFD, Vazquez JG (2009). El uso de parámetros edáficos como indicadores de riesgo de erosión. Rambla de Las Moreras, Murcia, SE de España. In: *International Conference on Desertification* (pp. 407-410). Murcia, España. <https://congresos.um.es/icod/icod2009/paper/viewFile/5241/5461>. Consultado 27 Marzo 2019
- Díaz JR, Weatherhead EK, Knox JW, Camacho E (2007). Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain. *Reg Environ Change* 7(3):149-159. <https://doi.org/10.1007/s10113-007-0035-3>
- Díaz YP, Sánchez AV, Mangin JPL (2003) Análisis estratégico del sector envasador de aceite de oliva en España. Recomendaciones para el subsector cooperativo.

- CIENCIA ergo-sum 10(2):125-138.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10410202>. Consultado 16 Abril 2020
- Dinis AM, Pereira JA, Pimenta MC, Oliveira J, Benhadi-Marín J, Santos SA (2016) Suppression of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae) pupae by soil arthropods in the olive grove. J Appl Entomol 140(9):677-687. <https://doi.org/10.1111/jen.12291>
- Diodato N (2006) Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. Environmentalist 26(1):63-70. <https://doi.org/10.1007/s10669-006-5359-x>
- Dios-Palomares R, Martínez-Paz JM (2011) Technical, quality and environmental efficiency of the olive oil industry. Food Policy 36(4):526-534. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2011.04.001>
- DO Estepa (Denominación de Origen Protegida Estepa) (2018) <https://www.doestepa.es>. Consultado 20 Abril 2020
- Dong L, Zhang H, Wang L, Yu D, Yang F, Shi X, Saleem H, Akhtar MS (2018) Irrigation with sediment-laden river water affects the soil texture and composition of organic matter fractions in arid and semi-arid areas of Northwest China. Geoderma 328:10-19. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.002>
- Duan X, Shi X, Li Y, Rong L, Fen D (2017) A new method to calculate soil loss tolerance for sustainable soil productivity in farmland. Agron Sustain Dev 37(1):2. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0409-3>
- Duan X, Xie Y, Liu B, Liu G, Feng Y, Gao X (2012) Soil loss tolerance in the black soil region of Northeast China. J Geogr Sci 22(4):737-751. <https://doi.org/10.1007/s11442-012-0959-5>
- Duan XW, Yun X, Feng YJ, Yin SQ (2009) Study on the method of soil productivity assessment in black soil region of Northeast China. Agric Sci China 8(4):472-481. [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(08\)60234-5](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(08)60234-5)
- Duarte Alonso A (2010) Olives, hospitality and tourism: a Western Australian perspective. Brit Food J 112(1):55-68. <https://doi.org/10.1108/00070701011011209>

- Duarte F, Jones N, Fleskens L (2008) Traditional olive orchards on sloping land: sustainability or abandonment?. *J Environ Manage* 89(2):86-98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.05.024>
- Egea P, y Pérez LP (2016) Sustainability and multifunctionality of protected designations of origin of olive oil in Spain. *Land Use Policy* 58:264-275. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.017>
- Ekwue EI, Harrilal A (2010) Effect of soil type, peat, slope, compaction effort and their interactions on infiltration, runoff and raindrop erosion of some Trinidadian soils. *Biosyst. Eng.* 105(1):112-118. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2009.10.001>
- Elliott J, Deryng D, Müller C, Frieler K, Konzmann M, Gerten D, Glotter M, Flörke M, Wada Y, Best N, Eisner S, Fekete BM, Folberth C, Foster I, Gosling SN, Haddeland I, Khabarov N, Ludwig F, Masaki Y, Olin S, Rosenzweig C, Ruane AC, Satoh Y, Schmid E, Stacke T, Tang Q, Wisser D (2014) Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change. *P Natl Acad Sci* 111(9):3239-3244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222474110>
- Erjavec K, Erjavec E (2015) ‘Greening the CAP’—Just a fashionable justification? A discourse analysis of the 2014–2020 CAP reform documents. *Food Policy* 51:53-62. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2014.12.006>
- Ernstson H (2013) The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landsc Urban Plan* 109(1):7-17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- EUROSTAT (Estadísticas Europeas/European Statistics) (2017) <https://ec.europa.eu/eurostat>. Consultado 12 Marzo 2020
- EUROSTAT (Estadísticas Europeas/European Statistics) (2018) Estadísticas sobre estructura de las explotaciones agrícolas. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Farm_structure_statistics/es. Consultado 12 Abril 2020
- Evenson RE, Gollin D (2003) Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *Science* 300(5620):758-762. <https://doi.org/10.1126/science.1078710>

- Expósito A, Berbel J (2016) Microeconomics of deficit irrigation and subjective water response function for intensive olive groves. *Water-SUI* 8(6):254. <https://doi.org/10.3390/w8060254>
- Expósito A, Berbel J (2017) Sustainability implications of deficit irrigation in a mature water economy: A case study in southern Spain. *Sustainability* 9(7):1144. <https://doi.org/10.3390/su9071144>
- Ezzine-de-Blas D, Wunder S, Ruiz-Pérez M, del Pilar Moreno-Sanchez R (2016) Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PloS one* 11(3):e0149847. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura/Food and Agriculture Organization) (1995) Yearbook of production. Roma, Italia. <https://www.fao.org/docrep/017/v6800e/v6800e.pdf>. Consultado 14 Febrero 2020
- Farina A (2000) The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience* 50(4):313-321. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0313:TCLAAM\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0313:TCLAAM]2.3.CO;2)
- Ferguson L (2006) Trends in olive fruit handling previous to its industrial transformation. *Grasas y Aceites* 57(1):9-15. <https://doi.org/10.3989/gya.2006.v57.i1.17>
- Fernández-Hernández A, Roig A, Serramiá N, Civantos CGO, Sánchez-Monedero MA (2014) Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: effects on soil, olive fruit and olive oil quality. *Waste Manage* 34(7):1139-1147. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.027>
- Fernández-Romero ML, Lozano-García B, Parras-Alcántara L, Collins CD, Clark, JM (2016) Effects of land management on different forms of soil carbon in olive groves in Mediterranean areas. *Land Degrad Dev* 27(4):1186-1195. <https://doi.org/10.1002/ldr.2327>
- Ferrara A, Salvati L, Sateriano A, Nolè A (2012) Performance evaluation and cost assessment of a key indicator system to monitor desertification vulnerability. *Ecol Indic* 23:123-129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.015>

- Ferrise R, Moriondo M, Trombi G, Miglietta F, Bindi M (2013) Climate change impacts on typical Mediterranean crops and evaluation of adaptation strategies to cope with. In: Navarra A, Tubiana L (eds) *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean*. *Advances in Global Change Research*, vol 51. Springer, Dordrecht:49-70. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5772-1_4
- Fiedler AK, Landis DA, Wratten SD (2008) Maximizing ecosystem services from conservation biological control: the role of habitat management. *Biol Control* 45(2): 254-271. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.12.009>
- Figueiredo TD, Almeida A, Araújo J (2002) Edaphic characteristics of olive-tree areas in the Trás-os-Montes Region (Portugal): a map-based approach. *Acta Hortic*:151-154. <http://hdl.handle.net/10198/6483>. Consultado 29 Abril 2020
- Findlay SE, Arsuffi TL (1989) Microbial growth and detritus transformations during decomposition of leaf litter in a stream. *Freshw Biol* 21(2):261-269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1989.tb01364.x>
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68(3):643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fleskens L (2008) A typology of sloping and mountainous olive plantation systems to address natural resources management. *Ann Appl Biol* 153(3):283-297. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2008.00260.x>
- Fleskens L, Duarte F, Eicher I (2009) A conceptual framework for the assessment of multiple functions of agro-ecosystems: A case study of Trás-os-Montes olive groves. *J Rural Stud* 25(1):141-155. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2008.08.003>
- Fleskens L, Stroosnijder L (2007) Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed?. *Geoderma* 141(3):260-271. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.009>
- Flohre A, Fischer C, Aavik T, Bengtsson J, Berendse F, Bommarco R, Ceryngier P, Clement LW, Dennis C, Eggers S, Emmerson M, Geiger F, Guerrero I, Hawro V, Inchausti P, Liira J, Morales MB, Oñate JJ, Pärt T, Weisser WW, Winqvist C, Thies C, Tscharnkte T (2011) Agricultural intensification and biodiversity partitioning in

- European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol Appl* 21(5):1772-1781. <https://dx.doi.org/10.1890/10-0645.1>
- Folke C, Biggs R, Norström AV, Reyers B, Rockström J (2016) Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. *Ecol Soc* 21(3):41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08748-210341>
- Forman E, Peniwati K (1998) Aggregating individual judgments and priorities with the analytic hierarchy process. *Eur J Oper Res* 108(1):165-169. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(97\)00244-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(97)00244-0)
- Forman E, Selly MA (2001) Decisions by Objectives. Expert Choice Inc. <http://www.expertchoice.com>. Consultado 21 Enero 2020
- Fuentes Yagüe JL (1997) Manual práctico de manejo del suelo y de los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1a ed. Madrid, España:159 pp
- Galán C, García-Mozo H, Vázquez L, Ruiz L, De La Guardia CD, Trigo MM (2005) Heat requirement for the onset of the *Olea europaea* L. pollen season in several sites in Andalusia and the effect of the expected future climate change. *Int J Biometeorol* 49(3):184-188. <https://doi.org/10.1007/s00484-004-0223-5>
- Galán C, García-Mozo H, Vázquez L, Ruiz L, Díaz De La Guardia C, Domínguez-Vilches E (2008) Modeling olive crop yield in Andalusia, Spain. *Agron J* 100(1):98-104. <https://doi.org/10.2134/agronj2006.0345>
- García EC, Pabsdorf MN (2015) Transformaciones y desafíos de la Política Agraria Común. *Boletín Económico de ICE* (3060):22 pp
- García-Brenes MD, Sanz-Cañada J (2012) Las cadenas de valor en los sistemas agroalimentarios locales de aceite de oliva. Una estimación de las rentas de diferenciación en la Denominación de Origen Estepa. *Cuadernos de estudios agroalimentarios* 4:119-143. <http://hdl.handle.net/11441/47576>. Consultado 19 Abril 2020
- García-Díaz A, Allas RB, Gristina L, Cerdà A, Pereira P, Novara A (2016) Carbon input threshold for soil carbon budget optimization in eroding vineyards. *Geoderma* 271:144-149. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.020>

- García-Mozo H, Mestre A, Galán C (2010) Phenological trends in southern Spain: A response to climate change. *Agr Forest Meteorol* 150(4):575-580. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.01.023>
- García-Ruiz JM, Lana-Renault N (2011) Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region—A review. *Agr Ecosyst Environ* 140(3-4):317-338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>
- García-Zamorano F, Ruíz-Coletto F, Cano-Rodríguez J, Pérez-García J, Molina de la Rosa J, CIFA Cabra-Priego (2010) Suelo, riego, nutrición y medio ambiente del olivar. Junta de Andalucía. España:192 pp. <https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/publicacion/17/06/.pdf>. Consultado 22 Marzo 2020
- Gasith A, Resh VH (1999) Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annu Rev Ecol Syst* 30(1):51-81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.51>
- Gee GW, Bauder JW (1986) Particle-size analysis 1. *Soil Science Society of America, American Society of Agronomy* 15(1):383-411
- Giourga C, Loumou A, Tsevreni I, Vergou A (2008) Assessing the sustainability factors of traditional olive groves on Lesbos Island, Greece (Sustainability and traditional cultivation). *GeoJournal* 73(2):149-159. <https://doi.org/10.1007/s10708-008-9195-z>
- Gisbert Blanquer JM, Ibañez Asensio S, Moreno Ramón H (2012) El factor K de la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE). Universitat Politècnica de València, España. <https://hdl.handle.net/10251/16850>. Consultado 24 Marzo 2020
- Gómez JA, Battany M, Renschler CS, Fereres E (2003) Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use Manage* 19(2):127-134. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00292.x>
- Gómez JA, Campos M, Guzmán G, Castillo-Llanque F, Vanwallegghem T, Lora Á, Giráldez JV (2018). Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. *Environ Sci Pollut R* 25(2):977-989. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8339-9>

- Gómez JA, Giráldez JV (2010) Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía. Sevilla, España. <http://www.ias.csic.es>. Consultado 01 Abril 2020
- Gómez JA, Infante-Amate J, De Molina MG, Vanwalleghem T, Taguas EV, Lorite I (2014a) Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture* 4(2):170-198. <https://doi.org/10.3390/agriculture4020170>
- Gómez JA, Llewellyn C, Basch G, Sutton PB, Dyson JS, Jones CA (2011) The effects of cover crops and conventional tillage on soil and runoff loss in vineyards and olive groves in several Mediterranean countries. *Soil Use Manage*, 27(4):502-514. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00367.x>
- Gómez JA, Rodríguez-Carretero MT, Lorite IJ, Fereres E (2014b) Modeling to evaluate and manage climate change effects on water use in Mediterranean olive orchards with respect to cover crops and tillage management. *Practical Applications of Agricultural System Models to Optimize the Use of Limited Water*, (practicalapplic):237-266. <https://doi.org/10.2134/advagricsystmodel5.c10>
- Gómez JA, Romero P, Giráldez JV, Fereres E (2004) Experimental assessment of runoff and soil erosion in an olive grove on a Vertic soil in southern Spain as affected by soil management. *Soil Use Manage* 20(4):426-431. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00392.x>
- Gómez JA, Sobrinho TA, Giráldez JV, Fereres E (2009) Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil Till res* 102(1):5-13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.05.005>
- Gómez JA, Vanwalleghem T, De Hoces A, Taguas EV (2014c) Hydrological and erosive response of a small catchment under olive cultivation in a vertic soil during a five-year period: Implications for sustainability. *Agr Ecosyst Environ* 188:229-244. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.032>
- Gómez-Calero JA (2010a) Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía. Instituto de Agricultura Sostenible, Centro Superior de Investigaciones Científicas. Córdoba, España.

http://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/Sost_2009/Sostenibilidad_de_la_Producci%F3n_de_Oliver_en_Andaluc%EDa3.pdf. Consultado 22 Abril 2020

Gómez-Calero JA (2010b) *Olivar Sostenible: prácticas para una producción sostenible de olivar en Andalucía*. Instituto de Agricultura Sostenible, Centro Superior de Investigaciones Científicas. Córdoba, España. https://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/BPA_VF_Jan2010.pdf. Consultado 08 Febrero 2020

Gómez-Limón JA, Atance I (2004) Identification of public objectives related to agricultural sector support. *J Policy Model* 26(8-9):1045-1071. <https://doi.org/10.1016/j.jpolmod.2004.07.005>

Gómez-Limón JA, Berbel J (2000) Multicriteria analysis of derived water demand functions: a Spanish case study. *Agr Syst* 63(1):49-72. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(99\)00075-X](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(99)00075-X)

Gómez-Limón JA, Picazo-Tadeo AJ, Reig-Martínez E (2012) Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia. *Land Use Policy* 29(2):395-406. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.08.004>

Gómez-Limón JA, Riesgo L (2004) Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms. *Agr Econ* 31(1):47-66. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2004.tb00221.x>

Gómez-Limón JA, Riesgo L (2010) Sustainability assessment of olive grove in Andalusia: A methodological proposal. In: *External Cost of Farming Activities, Economic Evaluation, Environmental Repercussions and Regulatory Framework* (pp. 27). Chania, Crete, Greece. <https://ageconsearch.umn.edu/record/109323>. Consultado 14 Febrero 2020

Gómez-Muñoz B, Hatch DJ, Bol R, García-Ruiz R (2014) Nutrient dynamics during decomposition of the residues from a sown legume or ruderal plant cover in an olive oil orchard. *Agr Ecosyst Environ* 184:115-123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.020>

- Gómez-Rico A, Salvador MD, Moriana A, Pérez D, Olmedilla N, Ribas F, Fregapane G (2007) Influence of different irrigation strategies in a traditional Cornicabra cv. olive orchard on virgin olive oil composition and quality. *Food Chem* 100(2):568-578. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.075>
- Gómez-Zotano J, Alcántara-Manzanares J, Olmedo-Cobo JA, Martínez-Ibarra E (2015) La sistematización del clima mediterráneo: identificación, clasificación y caracterización climática de Andalucía (España). *Rev Geogr Norte Gd* (61):161-180. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022015000200009>
- González CG, Lise AV, Felpeto AB (2013) Tratamiento de datos con R, Statistica y SPSS, 1a ed. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, España:217-415 pp
- González E (2003) La importancia de la conservación del suelo frente a la erosión. *Vida Rural*:22-24. https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/revistas/pdf_vrural/Vrural_2003_169_22_24.pdf. Consultado 21 Abril 2020
- Gordo O, Sanz JJ (2005) Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* 146(3):484-495. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0240-z>
- Gordo O, Sanz JJ (2010) Impact of climate change on plant phenology in Mediterranean ecosystems. *Glob Change Biol* 16(3):1082-1106. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02084.x>
- Granado-Díaz R, Villanueva AJ, Gómez-Limón JA, Rodríguez-Entrena M (2018) Analysis of heterogeneity in the demand for public goods provided by mountain olive groves in Andalusia. *ITEA* 114(2):158-182. [http://www.aida-itea.org/aida-itea/files/itea/revistas/2018/114-2/\(158-182\)%20ITEA%20114-2.pdf](http://www.aida-itea.org/aida-itea/files/itea/revistas/2018/114-2/(158-182)%20ITEA%20114-2.pdf). Consultado 21 Febrero 2020
- Gray J (2000) The Common Agricultural Policy and the re-invention of the rural in the European Community. *Sociol Ruralis* 40(1):30-52. <https://doi.org/10.1111/1467-9523.00130>

- Grigg D (2001) Olive oil, the Mediterranean and the world. *GeoJournal* 53(2):163-172.
<https://doi.org/10.1023/A:1015702327546>
- Grove AT, Rackham O (1993) Threatened landscapes in the Mediterranean: examples from Crete. *Landsc Urban Plan* 24(1-4):279-292. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(93\)90107-O](https://doi.org/10.1016/0169-2046(93)90107-O)
- Guay JF, Waaub JP (2019) SOMERSET-P: a GIS-based/MCDA platform for strategic planning scenarios' ranking and decision-making in conflictual socioecosystem. *EURO J Decis Process* 7(3):301-325. <https://doi.org/10.1007/s40070-019-00106-4>
- Gucci R, Caruso G, Bertolla C, Urbani S, Taticchi A, Esposto S, Servili M, Sifola MI, Pellegrini S, Pagliai M, Vignozzi N (2012) Changes of soil properties and tree performance induced by soil management in a high-density olive orchard. *Eur J Agron* 41:18-27. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.03.002>
- Guerra CA, Metzger MJ, Maes J, Pinto-Correia T. (2016) Policy impacts on regulating ecosystem services: looking at the implications of 60 years of landscape change on soil erosion prevention in a Mediterranean silvo-pastoral system. *Landsc Ecol* 31(2):271-290. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0241-1>
- Gulinck H, Múgica M, de Lucio JV, Atauri JA (2001) A framework for comparative landscape analysis and evaluation based on land cover data, with an application in the Madrid region (Spain). *Landsc Urban Plan* 55(4):257-270.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00159-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00159-1)
- Guzmán Álvarez JR (2004) *Geografía de los paisajes del olivar andaluz*. Sevilla, España.
<http://www.webcitation.org/77MQ7Gu6V> Consultado 12 Abril 2020
- Guzmán G, Perea-Moreno AJ, Gómez JA, Cabrerizo-Morales MÁ, Martínez G, Giráldez JV (2019) Water Related Properties to Assess Soil Quality in Two Olive Orchards of South Spain under Different Management Strategies. *Water* 11(2):367.
<https://doi.org/10.3390/w11020367>
- Guzmán GI, González MM, Alonso AM (2011) The land cost of agrarian sustainability. An assessment. *Land Use Policy* 28:825–835.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.010>

- Guzmán GI, López D, Román L, Alonso AM (2013) Participatory action research in agroecology: building local organic food networks in Spain. *Agroecol Sust Food* 37(1):127-146. <https://doi.org/10.1080/10440046.2012.718997>
- Guzmán-Álvarez JR, Navarro-Cerrillo RM (2008) Modelling potential abandonment and natural restoration of marginal olive groves in Andalusia (south of Spain). *J Land Use Sci* 3(2-3):113-129. <https://doi.org/10.1080/17474230802331417>
- Gwapedza D, Hughes DA, Slaughter AR (2018) Spatial scale dependency issues in the application of the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE). *Hydrolog Sci J* 63(13-14):1890-1900. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1546388>
- Hein L (2007) Assessing the costs of land degradation: a case study for the Puentes catchment, southeast Spain. *Land Degrad Dev* 18(6):631-642. <https://dx.doi.org/10.1002/ldr.802>
- Helson O, Beaucour AL, Eslami J, Noumowe A, Gotteland P (2017) Physical and mechanical properties of soilcrete mixtures: Soil clay content and formulation parameters. *Constr Build Mater* 131:775-783. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.11.021>
- Henson S, Reardon T (2005) Private agri-food standards: Implications for food policy and the agri-food system. *Food Pol* 30(3):241-253. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2005.05.002>
- Hernández AJ, Lacasta C, Pastor J (2005) Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agr Water Manage* 77(1-3):232-248. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.09.030>
- Hernández JV, Gómez MDMV, Poyatos RP, Cerámica PLC (2010) Incidencia del modo de explotación del olivo sobre la renta neta del olivicultor. Estrategias para el cultivo extensivo en el contexto de la posible ausencia de subvenciones. *Grasas y Aceites* 61(4):430-440. <https://doi.org/10.3989/gya.010210>
- Hernández-Santana V, Fernández JE, Cuevas MV, Perez-Martin A, Díaz-Espejo A (2017) Photosynthetic limitations by water deficit: Effect on fruit and olive oil yield, leaf area and trunk diameter and its potential use to control vegetative growth of

- super-high density olive orchards. *Agr Water Manage* 184:9-18.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.12.016>
- Herrero-Jáuregui C, Arnaiz-Schmitz C, Herrera L, Smart SM, Montes C, Pineda FD, Schmitz MF (2019) Aligning landscape structure with ecosystem services along an urban–rural gradient. Trade-offs and transitions towards cultural services. *Landsc Ecol* 34(7):1525-1545. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0756-3>
- Hinojosa-Rodríguez A, Parra-López C, Carmona-Torres C, Sayadi S, Gallardo-Cobos R (2014) Certified quality systems and farming practices in olive growing: The case of integrated production in Andalusia. *Renewable agriculture and food systems* 29(4):291-309. <https://doi.org/10.1017/S174217051300015X>
- Hobbs PR, Sayre K, Gupta R (2007) The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philos T Roy Soc B* 363(1491):543-555.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2169>
- Hu W (1997) Household land tenure reform in China: its impact on farming land use and agro-environment. *Land Use Policy* 14(3):175-186. [https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(97\)00010-0](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(97)00010-0)
- Huang J, Tichit M, Poulot M, Darly S, Li S, Petit C, Aubry C (2015) Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *J Environ Manage* 149:138-147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.020>
- Huang SL, Chen YH, Kuo FY, Wang SH (2011) Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services. *Ecol Complex* 8(1):38-50.
<https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.12.002>
- Hughes L (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?. *Trends Ecol Evol* 15(2):56-61. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01764-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01764-4)
- Ibáñez J, Martínez-Valderrama J, Taguas EV, Gómez JA (2014) Long-term implications of water erosion in olive-growing areas in southern Spain arising from a model-based integrated assessment at hillside scale. *Agr Syst* 127:70-80.
<https://doi.org/10.1016/j.agry.2014.01.006>

- ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza/National Institute for Nature Conservation) (1991) Plan Nacional de lucha contra la erosión. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid, España. Consultado 15 Enero 2020
- IECA (Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía/ Institute of Statistics and Cartography of Andalusia) (2009) Atlas de historia económica de Andalucía. Consejería de Economía y Conocimiento de la Junta de Andalucía. España. https://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/atlashistoriaecon/atlas_cap_15.html. Consultado 22 Marzo 2020
- IECA (Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía/ Institute of Statistics and Cartography of Andalusia) (2018) Datos espaciales de referencia de Andalucía (DERA): G17 divisiones administrativas. Consejería de Economía y Conocimiento de la Junta de Andalucía. España. <http://www.webcitation.org/77MQd2rHN>. Consultado 03 Abril 2020
- INE (Instituto Nacional de Estadística/Spanish Statistical Office) (2013) Agricultura, ganadería, silvicultura y pesca. España. <http://www.ine.es>. Consultado 19 Enero 2020
- INE (Insituto Nacional de Estadística/Spanish Statistical Office) (2014) Agricultura y medio ambiente. España. <https://www.ine.es>. Consultado 27 Marzo 2020
- INE (Instituto Nacional de Estadística/Spanish Statistical Office) (2018) Economía. España. <https://www.ine.es>. Consultado 25 Enero 2020
- Infante-Amate J (2012a). Cuántos siglos de aceituna. El carácter de la expansión olivarera en el sur de España (1750-1900). *Historia agraria: Revista de agricultura e historia rural* 58:39-72. <http://hdl.handle.net/10234/149846>. Consultado 21 Abril 2019
- Infante-Amate J (2012b) The ecology and history of the Mediterranean olive grove: the Spanish great expansion, 1750-2000. *Rural History* 23(2):161-184. <https://doi.org/10.1017/S0956793312000052>
- Infante-Amate J, de Molina MG (2013) The socio-ecological transition on a crop scale: the case of olive orchards in Southern Spain (1750–2000). *Human Ecol* 41(6):961-969. <https://doi.org/10.1007/s10745-013-9618-4>

- Infante-Amate J, Villa I, Aguilera E, Torremocha E, Guzmán G, Cid A, de Molina MG (2016). The making of olive landscapes in the south of Spain. A history of continuous expansion and intensification. *Biocultural Diversity in Europe* 5:157-179. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26315-1_8
- Iniesta F, Testi L, Orgaz F, Villalobos FJ (2009) The effects of regulated and continuous deficit irrigation on the water use, growth and yield of olive trees. *Eur J Agron* 30(4):258-265. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.12.004>
- Isbell F, Adler PR, Eisenhauer N, Fornara D, Kimmel K, Kremen C, Letourneau DK, Liebman M, Polley HW, Quijas S, Scherer-Lorenzen M (2017) Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *J Ecol* 105(4):871-879. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12789>
- JA (Junta de Andalucía/Andalusia Government) (2007) Cubiertas vegetales en olivar. Consejería de Agricultura y Pesca. España:169 pp. https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/1337161293CUBIERTAS_VEGETALES_9-07_mod_por_JMD.pdf. Consultado 08 Julio 2019
- JA (Junta de Andalucía/Andalusia Government) (2018a) Los paisajes de olivar en andalucía: propuesta para la inscripción en la lista de patrimonio mundial 2018. Ministerio de Educación, Cultura y Deporte del Gobierno de España, Vol. I. Andalucía, España:714 pp. <http://www.dipujaen.es/export/files/paisajes-del-olivar/propuesta-POAs-Vol1-formulario-y-registro.pdf>. Consultado 18 Enero 2020
- JA (Junta de Andalucía/Andalusia Government) (2018b) Los paisajes de olivar en andalucía: propuesta para la inscripción en la lista de patrimonio mundial 2018. Ministerio de Educación, Cultura y Deporte del Gobierno de España, Vol. 2. Andalucía, España:720 pp. <http://www.dipujaen.es/export/files/paisajes-del-olivar/propuesta-POAs-Vol2-anexos.pdf>. Consultado 18 Enero 2020
- Jiménez-Díaz RM, Cirulli M, Bubici G, del Mar Jiménez-Gasco M, Antoniou PP, Tjamos EC (2012) Verticillium wilt, a major threat to olive production: current status and future prospects for its management. *Plant Dis* 96(3):304-329. <https://doi.org/10.1094/PDIS-06-11-0496>

- Johnson CK, Doran JW, Duke HR, Wienhold BJ, Eskridge KM, Shanahan JF (2001) Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil condition. *Soil Sci Soc Am J* 65(6):1829-1837. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.3030>
- Kailis SG, Sweeney S (2000) Olives in Australia. In: IV International Symposium on Olive Growing (pp. 385-388). Valenzano, Italia
- Kairis O, Karavitis C, Kounalaki A, Salvati L, Kosmas C (2013) The effect of land management practices on soil erosion and land desertification in an olive grove. *Soil Use Manage* 29(4):597-606. <https://doi.org/10.1111/sum.12074>
- Karl TR, Trenberth KE (2003) Modern global climate change. *Science* 302(5651):1719-1723. <https://doi.org/10.1126/science.1090228>
- Kassam A, Friedrich T, Shaxson F, Pretty J (2009) The spread of conservation agriculture: justification, sustainability and uptake. *Int J Agr Sustain* 7(4):292-320. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0477>
- Kavian A, Hoseinpoor Sabet S, Solaimani K, Jafari B (2017) Simulating the effects of land use changes on soil erosion using RUSLE model. *Geocarto Int* 32(1):97-111. <https://doi.org/10.1080/10106049.2015.1130083>
- Keykhasaber M, Thomma BP, Hiemstra JA (2018) Verticillium wilt caused by *Verticillium dahliae* in woody plants with emphasis on olive and shade trees. *Eur J Plant Pathol* 150(1):21-37. <https://doi.org/10.1007/s10658-017-1273-y>
- King MF, Renó VF, Novo EM (2014) The concept, dimensions and methods of assessment of human well-being within a socioecological context: a literature review. *Soc Indic Res* 116(3):681-698. <https://doi.org/10.1007/s11205-013-0320-0>
- Kirby RM, Bartram J, Carr R (2003) Water in food production and processing: quantity and quality concerns. *Food control* 14(5):283-299. [https://doi.org/10.1016/S0956-7135\(02\)00090-7](https://doi.org/10.1016/S0956-7135(02)00090-7)
- Kizos T, Koulouri M (2006) Agricultural landscape dynamics in the Mediterranean: Lesvos (Greece) case study using evidence from the last three centuries. *Environ Sci Policy* 9(4):330-342. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.02.002>

- Knight TR, Dick RP (2004) Differentiating microbial and stabilized β -glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biol Biochem* 36(12):2089-2096. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.06.007>
- Knowler D, Bradshaw B (2007) Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy* 32(1):25-48. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.01.003>
- Kosmas C, Danalatos N, Cammeraat LH, Chabart M, Diamantopoulos J, Farand R, Gutiérrez L, Jacob A, Marques H, Martínez-Fernández J, Mizara A, Moustakas N, Nicolau JM, Oliveros C, Pinna G, Puddu R, Puigdef Abregas J, Roxo M, Simao A, Stamou G, Tomasi N, Usai D, Vacca A (1997) The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29(1):45-59. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00062-8)
- Kosmas C, Danalatos NG, Gerontidis S (2000) The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena* 40(1):3-17. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(99\)00061-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(99)00061-2)
- Koulouri M, Giourga C (2007) Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena* 69(3):274-281. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.07.001>
- Krugner R, Sisterson MS, Chen J, Stenger DC, Johnson MW (2014) Evaluation of olive as a host of *Xylella fastidiosa* and associated sharpshooter vectors. *Plant Disease* 98(9):1186-1193. <https://doi.org/10.1094/PDIS-01-14-0014-RE>
- Kumar A (2017) Evaluation of soil compaction as affected by different tillage practices (Tesis Doctoral). Punjab Agricultural University, Ludhiana, India
- Kumar A, Sah B, Singh AR, Deng Y, He X, Kumar P, Bansal RC (2017) A review of multi criteria decision making (MCDM) towards sustainable renewable energy development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 69:596-609. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.191>
- Lal R (2001) Soil degradation by erosion. *Land Degrad Develop* 12(6):519-539. <https://dx.doi.org/10.1002/ldr.472>

- Lal R (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304(5677):1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal R (2005) Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Till Res* 81(2):137-142. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.09.002>
- Lal R (2019) Accelerated soil erosion as a source of atmospheric CO₂. *Soil Till Res* 188:35-40. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.001>
- Lambarraa F, Serra T, Gil JM (2007) Technical efficiency analysis and decomposition of productivity growth of Spanish olive farms. *Span J Agric Res* 5(3):259-270. <https://doi.org/10.5424/sjar/2007053-247>
- Lampkin N, Padel S (Eds.) (1994) *The Economics of Organic Farming*, 1a ed. CAB International, Wallingford, Reino Unido:201-222 pp
- Lampridi MG, Sørensen CG, Bochtis D (2019) Agricultural sustainability: A review of concepts and methods. *Sustainability* 11(18):5120. <https://doi.org/10.3390/su11185120>
- Larrubia Vargas R (2017) La política agraria común y sus reformas: reflexiones en torno a la reforma de 2014-2020. *Cuadernos Geográficos* 56(1):124-147. <https://www.redalyc.org/html/171/17150675006/>. Consultado 17 Marzo 2020
- Lasanta T, González-Hidalgo JC, Vicente-Serrano SM, Sferi E (2006) Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas. *Landsc Urban Plan* 78(1-2):101-114. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.06.003>
- Laudicina VA, Novara A, Barbera V, Egli M, Badalucco L (2015) Long-term tillage and cropping system effects on chemical and biochemical characteristics of soil organic matter in a Mediterranean semiarid environment. *Land Degrad Dev* 26(1):45-53. <https://doi.org/10.1002/ldr.2293>
- Lawson J (2014) *Design and Analysis of Experiments with R*, 1a ed. Chapman and Hall/CRC, Nueva York, EEUU:65-150

- Lesschen JP, Kok K, Verburg PH, Cammeraat LH (2007) Identification of vulnerable areas for gully erosion under different scenarios of land abandonment in Southeast Spain. *Catena* 71(1):110-121. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.05.014>
- Leyva JC, Martínez JF, Roa MG (2007) Analysis of the adoption of soil conservation practices in olive groves: the case of mountainous areas in southern Spain. *Span J Agric Res* 5(3):249-258. <https://doi.org/10.5424/sjar/2007053-246>
- Li L, Du S, Wu L, Liu G (2009) An overview of soil loss tolerance. *Catena* 78(2):93-99. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.03.007>
- Linkov I, Moberg E (2011) Multi-criteria decision analysis: environmental applications and case studies, 1a ed. CRC Press, Nueva York, EEUU: 186 pp
- Liu G, Li L, Wu L, Wang G, Zhou Z, Du S (2009) Determination of soil loss tolerance of an entisol in Southwest China. *Soil Sci Soc Am J* 73(2):412-417. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0155>
- Liu X, Zhang S, Zhang X, Ding G, Cruse RM (2011) Soil erosion control practices in Northeast China: A mini-review. *Soil Till Res* 117:44-48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.08.005>
- Lombardi-Neto F, Bertoni J (1975) Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. *Bol Tec Inst Agron*:12 pp
- López CP, Requena JC (2005) Factors related to the adoption of organic farming in Spanish olive orchards. *Span J Agric Res* 3(1):5-16. <https://doi.org/10.5424/sjar/2005031-119>
- López-Pintor A, Salas E, Rescia A (2018) Assessment of Agri-Environmental Externalities in Spanish Socio-Ecological Landscapes of Olive Groves. *Sustainability* 10(8):2640. <https://doi.org/10.3390/su10082640>
- López-Piñeiro A, Albarrán A, Nunes JR, Peña D, Cabrera D (2011) Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil Till Res* 114(2):175-182. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.05.002>

- Louhichi K, Ciaian P, Espinosa M, Perni A, Gomez y Paloma S (2017) Economic impacts of CAP greening: application of an EU-wide individual farm model for CAP analysis (IFM-CAP). *Eur Rev Agric Econ* 45(2):205-238. <https://doi.org/10.1093/erae/jbx029>
- Loumou A, Giourga C (2003) Olive groves: "The life and identity of the Mediterranean". *Agr Hum Values* 20(1):87-95. <https://doi.org/10.1023/A:1022444005336>
- Lozano-García B, Parras-Alcántara L (2014) Variation in soil organic carbon and nitrogen stocks along a toposequence in a traditional Mediterranean olive grove. *Land Degrad Dev* 25(3):297-304. <https://doi.org/10.1002/ldr.2284>
- Lozano-García B, Parras-Alcántara L, De Albornoz MDTC (2011) Effects of oil mill wastes on surface soil properties, runoff and soil losses in traditional olive groves in southern Spain. *Catena* 85(3):187-193. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.017>
- MA (Millennium Assessment) (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis Report, 1a ed. Island Press, Washington DC, EEUU:155 pp. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Consultado 12 Enero 2020
- Magdoff F (2007) Ecological agriculture: Principles, practices, and constraints. *Renew Agr Food Syst* 22(2):109-117. <https://doi.org/10.1017/S1742170507001846>
- Mailer RJ, Ayton J, Conlan D (2002) Comparison and evaluation of the quality of thirty-eight commercial Australian and New Zealand olive oils. *Adv Hortic Sci* 16(3-4):259-266. <https://www.jstor.org/stable/42883333>. Consultado 20 Marzo 2020
- Mann S, Wüstemann H (2008) Multifunctionality and a new focus on externalities. *J Socio-Econ* 37:293-307. <https://doi.org/10.1016/j.socec.2006.12.031>
- Manos B, Bournaris T, Chatzinikolaou P, Berbel J, Nikolov D (2013) Effects of CAP policy on farm household behaviour and social sustainability. *Land Use Policy* 31:166-181. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.12.012>
- Manzini E (2008) Agriculture, food and design: new food networks for a distributed economy. *Reconstructing Biotechnologies: Critical Social Analysis*:207-215. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-639-7>

MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of Agriculture and Fisheries, Food and Environment) (2012) Aceite de oliva. España. <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/aceite-oliva-y-aceituna-mesa/aceite.aspx>. Consultado 04 Abril 2020

MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of Agriculture and Fisheries, Food and Environment) (2016) Inventario Nacional de Erosión de Suelos: Situación actual. España. http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/inventario-nacional-erosion-suelos/estado_actual.aspx. Consultado 15 Marzo 2020

MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of Agriculture and Fisheries, Food and Environment) (2017) Mapa de estados erosivos (1987-2001). España. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx. Consultado 11 Enero 2020

MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of Agriculture and Fisheries, Food and Environment) (2019) Denominaciones de Origen e Indicaciones Geográficas protegidas. España. <https://www.mapa.gob.es/es/alimentacion/temas/calidad-agroalimentaria/calidad-diferenciada/dop/>. Consultado 09 Abril 2020

Markowetz F (2017) All biology is computational biology. *PLoS Biol* 15(3):e2002050. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2002050>

Martínez JDS, Simón VJG, Jiménez EA (2011) El olivar andaluz y sus transformaciones recientes. *Estud Geogr* 72(270):203-229. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201109>

Martínez JRF, Zuazo VHD, Raya AM (2006) Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Sci Total Environ* 358(1-3):46-60. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.036>

- Martínez-Casasnovas JA, Ramos MC, Ribes-Dasi M (2002) Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma* 105(1-2):125-140. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00096-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00096-9)
- Martínez-Sastre R, Ravera F, González JA, Santiago CL, Bidegain I, Munda G (2017) Mediterranean landscapes under change: Combining social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for land use planning. *Land Use Policy* 67:472-486. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.001>
- Martín-Fernández L, Martínez-Núñez M (2011) An empirical approach to estimate soil erosion risk in Spain. *Sci Total Environ* 409(17):3114-3123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.010>
- Martín-López B, García-Llorente M, Palomo I, Montes C (2011) The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social–ecological system (southwestern Spain). *Ecol Econ* 70(8):1481-1491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.009>
- Martín-Retortillo M, Pinilla V (2015) Patterns and causes of the growth of European agricultural production, 1950 to 2005. *Agr Hist Rev* 63(1):132-159
- Marzoi G, Sisto A, Cimmino A, Andolfi A, Cipriani MG, Evidente A, Surico G (2006) Interaction between *Pseudomonas savastanoi* pv. *savastanoi* and *Pantoea agglomerans* in olive knots. *Plant Pathol* 55(5):614-624. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2006.01449.x>
- Maskooni EK, Kompanizare M, Afzali SF (2017) Chemical assessment of dam water irrigation effects on groundwater qualities in Bigherd plain, Fars Province, Iran. *Environ Earth Sci* 76(6):238. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6550-8>
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277(5325):504-509. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- Matthews A, Salvatici L, Scoppola M (2017) Trade Impacts of Agricultural Support in the EU. *Research in Agricultural & Applied Economics*:120. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.252767>

- Matthews R, Selman P (2006) Landscape as a focus for integrating human and environmental processes. *J Agric Econ* 57:199-212. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2006.00047.x>
- Matus FJ, Hermosilla V, Maire C, Ortega S (1997) Comparación en la determinación de materia orgánica por oxidación parcial y completa en diversos suelos de la VII región. *Agricultura Técnica (Chile)* 57(3):195-199. http://www.chileanjar.cl/files/V57I3A06_es.pdf. Consultado 02 Abril 2020
- Mayoer AL (2008) Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environ Int* 34(2):277-291. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.004>
- Melgar JC, Mohamed Y, Navarro C, Parra MA, Benlloch M, Fernandez-Escobar R (2008) Long-term growth and yield responses of olive trees to different irrigation regimes. *Agr Water Manage* 95(8):968-972. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.03.001>
- Mesa-Jurado MA, Berbel J, Orgaz F (2010) Estimating marginal value of water for irrigated olive grove with the production function method. *Span J Agric Res* 8(S2):197-206. <https://doi.org/10.5424/sjar/201008S2-1362>
- Metzidakis I, Martinez-Vilela A, Nieto GC, Basso B (2008) Intensive olive orchards on sloping land: good water and pest management are essential. *J Environ Manage* 89(2):120-128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.04.028>
- Meyer A, Martínez-Casasnovas JA (1999) Prediction of existing gully erosion in vineyard parcels of the NE Spain: a logistic modelling approach. *Soil Till Res* 50(3-4):319-331. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00020-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00020-3)
- Miglietta PP, Micale R, Sciortino R, Caruso T, Giallanza A, La Scalia G (2019) The sustainability of olive orchard planting management for different harvesting techniques: An integrated methodology. *J Clean Prod* 238:117989. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117989>
- Milgroom J, Gómez JA, Soriano MA, Fereres E (2007) From experimental research to an on-farm tool for participatory monitoring and evaluation: an assessment of soil

- erosion risk in organic olive orchards. *Land Degrad Dev* 18(4):397-411. <https://doi.org/10.1002/ldr.783>
- Mili S, Zúñiga MR (2001) Exploring future developments in international olive oil trade and marketing: a Spanish perspective. *Agribusiness: an International Journal* 17(3):397-415. <https://doi.org/10.1002/agr.1024>
- Minasny B, McBratney AB (2018) Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *Eur J Soil Sci* 69(1):39-47. <https://doi.org/10.1111/ejss.12475>
- Mitchell JK, Brach JC, Swanson ER (1980) Costs and benefits of terraces for erosion control. *J Soil Water Conserv* 35(5):233-236
- MITECO, OECC (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Oficina Española para el Cambio Climático/ Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge, Spanish Office for Climate Change) (2005) Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. España. https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/evaluacion-preliminar-de-los-impactos-en-espana-del-cambio-climatico/eval_impactos.aspx. Consultado 23 Marzo 2020
- Mohamad RS, Verrastro V, Al Bitar L, Roma R, Moretti M, Al Chami Z (2016) Effect of different agricultural practices on carbon emission and carbon stock in organic and conventional olive systems. *Soil Res* 54(2):173-181. <https://doi.org/10.1071/SR14343>
- Montanarella L (2007) Trends in Land Degradation in Europe. In: Sivakumar M.V.K., Ndiang'ui N. (eds) *Climate and Land Degradation. Environmental Science and Engineering (Environmental Science)*. Springer, Berlin, Heidelberg:83-104. https://doi.org/10.1007/978-3-540-72438-4_5
- Montanaro G, Xiloyannis C, Nuzzo V, Dichio B (2017) Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Sci Hortic* 217:92-101. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012>

- Montgomery DR (2007) Soil erosion and agricultural sustainability. *Proc Natl Acad Sci USA* 104(33):13268-13272. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>
- Moreira-Madueño JM (1991) Capacidad de uso y erosión de suelos. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía. Agencia del Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla, España. http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Red_informacion_ambiental/productos/Publicaciones/articulos/articulos_pdf/Paralelo.PDF. Consultado 18 Enero 2020
- Moreno B, Garcia-Rodriguez S, Cañizares R, Castro J, Benítez E (2009) Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agr Ecosyst Environ* 131(3-4):333-339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.011>
- Moriondo M, Ferrise R, Trombi G, Brilli L, Dibari C, Bindi M (2015) Modelling olive trees and grapevines in a changing climate. *Environ Modell Softw* 72:387-401. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.016>
- Moschini G, Menapace L, Pick D (2008) Geographical indications and the competitive provision of quality in agricultural markets. *Am J Agr Econ* 90(3):794-812. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2008.01142.x>
- Moyer W, Josling T (2002) *Agricultural Policy Reform: Politics and Process in the EU and US in the 1990s*, 1a ed. Routledge, Londres, Reino Unido:286 pp. <https://doi.org/10.4324/9781315195247>
- Naipal V, Reick CH, Pongratz J, Van Oost K (2015) Improving the global applicability of the RUSLE model-adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. *Geosci Model Dev* 8:2893-2913. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-2893-2015>
- Narayanan N, Ramamurthy K (2000) Structure and properties of aerated concrete: a review. *Cement Concrete Comp* 22(5):321-329. [https://doi.org/10.1016/S0958-9465\(00\)00016-0](https://doi.org/10.1016/S0958-9465(00)00016-0)

- Navajas JN, Montesinos P, Poyato EC, Díaz JR (2012) Impacts of irrigation network sectoring as an energy saving measure on olive grove production. *J Environ Manage* 111:1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.034>
- Nazlioglu S, Soytaş U (2012) Oil price, agricultural commodity prices, and the dollar: A panel cointegration and causality analysis. *Energ Econ* 34(4):1098-1104. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2011.09.008>
- Nazzaro C, Marotta G (2016) The Common Agricultural Policy 2014–2020: scenarios for the European agricultural and rural systems. *Agricultural and Food Economics* 4(1):16. <https://doi.org/10.1186/s40100-016-0060-y>
- Nearing MA, Pruski FF, O'neal MR (2004) Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *J Soil Water Conserv* 59(1):43-50
- Nekhay O, Arriaza M, Boerboom L (2009a) Evaluation of soil erosion risk using Analytic Network Process and GIS: A case study from Spanish mountain olive plantations. *J Environ Manage* 90(10):3091-3104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.022>
- Nekhay O, Arriaza M, Guzmán-Álvarez JR (2009b) Spatial analysis of the suitability of olive plantations for wildlife habitat restoration. *Comput Electron Agr* 65(1):49-64. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2008.07.012>
- Nieto OM, Castro J, Fernández E, Smith P (2010) Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use Manage* 26(2):118-125. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00265.x>
- Nieto-Romero M, Oteros-Rozas E, González JA, Martín-López B (2014) Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: insights for future research. *Environ Sci Policy* 37:121-133. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.09.003>
- Niles MT, Mueller ND (2016) Farmer perceptions of climate change: Associations with observed temperature and precipitation trends, irrigation, and climate beliefs. *Global Environ Change* 39:133-142. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.002>

- Notarnicola B, Sala S, Anton A, McLaren SJ, Saouter E, Sonesson U (2017) The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *J Clean Prod* 140:399-409. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071>
- Nunes JP, Bernard-Jannin L, Rodríguez Blanco ML, Santos JM, Coelho CDOA, Keizer JJ (2018) Hydrological and erosion processes in terraced fields: observations from a humid Mediterranean region in Northern Portugal. *Land Degrad Dev* 29(3):596-606. <https://doi.org/10.1002/ldr.2550>
- O'Farrell PJ, Anderson PM (2010) Sustainable multifunctional landscapes: a review to implementation. *Curr Opin Env Sust* 2(1-2):59-65. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.02.005>
- Okoli C, Pawlowski SD (2004) The Delphi method as a research tool: an example, design considerations and applications. *Inform Manage* 42(1):15-29. <https://doi.org/10.1016/j.im.2003.11.002>
- Oleoestepa (2018) <https://www.oleoestepa.com>. Consultado 01 Abril 2020
- Oliveira M, Fontes DB, Pereira T (2018) Evaluating vehicle painting plans in an automobile assembly plant using an integrated AHP-PROMETHEE approach. *Int T Oper Res* 25(4):1383-1406. <https://doi.org/10.1111/itor.12179>
- Olson R (2017) Ecological Sustainability in Agricultural Systems: Definition and Measurement. In: Integrating Sustainable Agriculture, Ecology, and Environmental Policy (pp. 67-78). Routledge, Londres, Reino Unido. <https://www.taylorfrancis.com/books/e/9781351437813/chapters/10.1201/9780203750582-5> Chapter 5. Consultado 14 Abril 2020
- O'Neill S, Hanrahan K (2016) The capitalization of coupled and decoupled CAP payments into land rental rates. *Agr Econ* 47(3):285-294. <https://doi.org/10.1111/agec.12229>
- Onori F, De Bonis P, Grauso S (2006) Soil erosion prediction at the basin scale using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a catchment of Sicily (southern Italy). *Environmental Geol* 50(8):1129-1140. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0286-1>

- ONU (Organización de las Naciones Unidas/United Nations Organization) (2010) Demographic Bulletin. Special edition. Evolución de la población rural y urbana: 1950-2050. <https://www.un.org/development/desa/es/>. Consultado 12 Febrero 2020
- Orlandi F, Ruga L, Romano B, Fornaciari M (2005) Olive flowering as an indicator of local climatic changes. *Theor Appl Climatol* 81(3-4):169-176. <https://doi.org/10.1007/s00704-004-0120-1>
- Ortega M, Pascual S, Rescia AJ (2016) Spatial structure of olive groves and scrublands affects *Bactrocera oleae* abundance: a multi-scale analysis. *Basic Appl Ecol* 17(8):696-705. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.06.001>
- Osborne CP, Chuine I, Viner D, Woodward FI (2000) Olive phenology as a sensitive indicator of future climatic warming in the Mediterranean. *Plant Cell Environ* 23(7):701-710. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2000.00584.x>
- Osman SM, Khamis MA, Thorya AM (2010) Effect of mineral and Bio-NPK soil application on vegetative growth, flowering, fruiting and leaf chemical composition of young olive trees. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* 6(1):54-63
- Oteros-Rozas E, González JA, Martín-López B, López CA, Montes C (2012) Ecosystem services and social-ecological resilience in transhumance cultural landscapes: learning from the past, looking for a future. In: Plieninger T and Bieling C (ed) *Resilience and the Cultural Landscape. Understanding and Managing Change in Human-shaped Environments* (pp. 242-260)
- Øygarden L, Kværner J, Jenssen PD (1997) Soil erosion via preferential flow to drainage systems in clay soils. *Geoderma* 76(1-2):65-86. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00099-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00099-7)
- Pagliai M, Vignozzi N, Pellegrini S (2004) Soil structure and the effect of management practices. *Soil Till Res* 79:131-143. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.002>
- Palese AM, Pasquale V, Celano G, Figliuolo G, Masi S, Xiloyannis C (2009) Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: effects on

- microbiological quality of soil and fruits. *Agr Ecosyst Environ* 129(1-3):43-51. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.07.003>
- Palese AM, Pergola M, Favia M, Xiloyannis C, Celano G (2013) A sustainable model for the management of olive orchards located in semi-arid marginal areas: some remarks and indications for policy makers. *Environ Sci Policy* 27:81-90. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.11.001>
- Palese AM, Ringersma J, Baartman JEM, Peters P, Xiloyannis C (2015) Runoff and sediment yield of tilled and spontaneous grass-covered olive groves grown on sloping land. *Soil Res* 53(5):542-552. <https://doi.org/10.1071/SR14350>
- Palese AM, Vignozzi N, Celano G, Agnelli AE, Pagliai M, Xiloyannis C (2014) Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rainfed olive orchard. *Soil Till Res* 144:96-109. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.07.010>
- Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, Alewell C, Lugato, E, Montanarella L (2015) Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48:38-50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Paredes D, Cayuela L, Campos M (2013) Synergistic effects of ground cover and adjacent vegetation on natural enemies of olive insect pests. *Agr Ecosyst Environ* 173:72-80. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.016>
- Parra-López C, Calatrava-Requena J (2006) Comparison of farming techniques actually implemented and their rationality in organic and conventional olive groves in Andalusia, Spain. *Biol Agric Hortic* 24(1):35-59. <https://doi.org/10.1080/01448765.2006.9755007>
- Parra-Lopez C, Calatrava-Requena J, de-Haro-Gimenez T (2007) A multi-criteria evaluation of the environmental performances of conventional, organic and integrated olive-growing systems in the south of Spain based on experts' knowledge. *Renew Agr Food Syst* 22(3):189-203. <https://doi.org/10.1017/S1742170507001731>
- Parra-López C, Calatrava-Requena J, de-Haro-Giménez T (2008a) A systemic comparative assessment of the multifunctional performance of alternative olive

- systems in Spain within an AHP-extended framework. *Ecol Econ* 64(4):820-834.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.004>
- Parra-López C, Groot JC, Carmona-Torres C, Rossing WA (2008b) Integrating public demands into model-based design for multifunctional agriculture: An application to intensive Dutch dairy landscapes. *Ecol Econ* 67(4):538-551.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.007>
- Parras-Alcántara L, Lozano-García B, Keesstra S, Cerdà A, Brevik EC (2016) Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top soils. *Sci Total Environ* 571:498-506.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.016>
- Parrot L, Meyer WS (2012) Future landscapes: managing within complexity. *The Ecological Society of America. Front Ecol Environ* 10(7):382-389.
<https://doi.org/10.1890/110082>
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sc* 4(2):439-473
- Pena RJ (2007) Current and future trends of wheat quality needs. In *Wheat Production in Stressed Environments* (pp. 411-424). Springer Dordrecht, Holland.
https://doi.org/10.1007/1-4020-5497-1_51
- Peña-Barragán JM, Jurado-Expósito M, López-Granados F, Atenciano S, Sanchez-de la Orden M, Garcia-Ferrer A, García-Torres L (2004) Assessing land-use in olive groves from aerial photographs. *Agr Ecosyst Environ* 103(1):117-122.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.10.014>
- Pérez J, Salazar RC, Stokes A (2017). An open access database of plant species useful for controlling soil erosion and substrate mass movement. *Ecol Eng* 99:530-534.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.035>
- Pérez-López D, Ribas F, Moriana A, Rapoport HF, De Juan A (2008) Influence of temperature on the growth and development of olive (*Olea europaea* L.) trees. *The J Hortic Sci Biotech* 83(2):171-176.
<https://doi.org/10.1080/14620316.2008.11512366>

- Pérez-Rodríguez M, Orgaz F, Lorite IJ, López-Escudero FJ (2015) Effect of the irrigation dose on Verticillium wilt of olive. *Sci Hortic* 197:564-567. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.10.016>
- Petersen B, Snapp S (2015) What is sustainable intensification? Views from experts. *Land Use Policy* 46:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.02.002>
- Peterson EE, Cunningham SA, Thomas M, Collings S, Bonnett GD, Harch B (2017) An assessment framework for measuring agroecosystem health. *Ecol Indic* 79:265-275. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.002>
- Peterson GD, Cumming GS, Carpenter SR (2003) Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conserv Biol* 17(2):358-366. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01491.x>
- Petrosillo I, Zaccarelli N, Zurlini G (2010) Multi-scale vulnerability of natural capital in a panarchy of social–ecological landscapes. *Ecol Complex* 7(3):359-367. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.01.001>
- Picchi MS, Marzoi S, Albertini A, Petacchi R (2017) Organic management of olive orchards increases the predation rate of overwintering pupae of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae). *Biol Control* 108:9-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.02.002>
- Pierce FJ, Larson WE, Dowdy RH, Graham WAP (1983) Productivity of soils: Assessing long-term changes due to erosion. *J Soil Water Conserv* 38(1):39-44
- Pimentel D, Harvey C, Resosudarmo P, Sinclair K, Kurz D, McNair M, Crist S, Shpritz L, Fitton L, Saffouri R, Blair R (1995) Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267(5201):1117-1123. <https://doi.org/10.1126/science.267.5201.1117>
- Pinay G, Hannah DM (2009) Evaluation of global change impacts on diffuse pollution. *F1000 Biology Reports* 1. <https://doi.org/10.3410/B1-82>
- Pingali PL (2012) Green revolution: impacts, limits, and the path ahead. *P Natl A Sci* 109(31):12302-12308. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912953109>

- Piør A, Ungaro F, Ciancaglini A, Happe K, Sahrbacher A, Sattler C, Uthes S, Zander P (2009) Integrated assessment of future CAP policies: land use changes, spatial patterns and targeting. *Environ Sci Polocy* 12(8):1122-1136. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.001>
- Pittelkow CM, Liang X, Linquist BA, Van Groenigen KJ, Lee J, Lundy ME, van Gestel N, Six J, Venterea RT, van Kessel C (2015). Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517(7534):365-368. <https://doi.org/10.1038/nature13809>
- Plieninger T, Dijks S, Oteros-Rozas E, Bieling C (2013) Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* 33:118-129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Ponti L, Gutierrez AP, Ruti PM, Dell'Aquila A (2014) Fine-scale ecological and economic assessment of climate change on olive in the Mediterranean Basin reveals winners and losers. *Proc Natl Acad Sci USA* 111(15):5598-5603. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314437111>
- POOLred (Sistema de Información de Precios en Origen del Aceite de Oliva/Price Information System in Cash Market Origin Olive Oil) (2017) <https://www.poolred.com/>. Consultado 13 Enero 2020
- Porta Casanellas J, López-Acevedo Reguerín M, Roquero de Laburu C (2003) *Edafología: para la agricultura y el medio ambiente*, 1ª ed. Mundi-Prensa, Madrid, España: 807 pp
- Potts SG, Petanidou T, Roberts S, O'Toole C, Hulbert A, Willmer P (2006) Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. *Biol Conserv*, 129(4):519-529. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.019>
- Proietti P, Nasini L, Reale L, Caruso T, Ferranti F (2015) Productive and vegetative behavior of olive cultivars in super high-density olive grove. *Sci Agr* 72(1):20-27. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0037>

- Proulx R (2007) Ecological complexity for unifying ecological theory across scales: A field ecologist's perspective. *Ecol Complex* 4(3):85-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2007.03.003>
- Qiu K, Xie Y, Xu D, Pott R (2018) Ecosystem functions including soil organic carbon, total nitrogen and available potassium are crucial for vegetation recovery. *Sci Rep-UK* 8(1):7607. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25875-x>
- Ramankutty N, Mehrabi Z, Waha K, Jarvis L, Kremen C, Herrero M, Rieseberg LH (2018) Trends in global agricultural land use: implications for environmental health and food security. *Annu Rev Plant Bio* 69:789-815. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256>
- Raper RL (2005) Agricultural traffic impacts on soil. *J Terramechanics* 42(3-4):259-280. <https://doi.org/10.1016/j.jterra.2004.10.010>
- Raymond CM, Reed M, Bieling C, Robinson GM, Plieninger T (2016) Integrating different understandings of landscape stewardship into the design of agri-environmental schemes. *Environ Conserv* 43(4):350-358. <https://doi.org/10.1017/S037689291600031X>
- Rejano L, Montaña A, Casado FJ, Sánchez AH, de Castro A (2010) Table olives: varieties and variations. In: *Olives and olive oil in health and disease prevention* (pp. 5-15). Academic Press, EEUU. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374420-3.00001-2>
- Renard KG, Foster GR, Weesies GA, Porter JP (1991) RUSLE: Revised universal soil loss equation. *J Soil Water Conserv* 46(1):30-33
- Renting H, Rossing WAH, Groot JCJ, Van der Ploeg JD, Laurent C, Perraud D, Stobbelaar DJ, Van Ittersum MK (2009) Exploring multifunctional agriculture. A review of conceptual approaches and prospects for an integrative transitional framework. *J Environ Manage* 90:S112-S123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.014>
- Rescia AJ, Ortega M (2018) Quantitative evaluation of the spatial resilience to the B. oleae pest in olive grove socio-ecological landscapes at different scales. *Ecol Indic* 84:820-827. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.050>

- Rescia AJ, Pérez-Corona ME, Arribas-Ureña P, Dover JW (2012) Cultural landscapes as complex adaptive systems: the cases of Northern Spain and Northern Argentina. In: Plieninger T, Bieling C (ed) *Resilience and the Cultural Landscape: Understanding and managing change in human-shaped environments* (pp. 126-145). Cambridge University Press, Reino Unido
- Rescia AJ, Sanz-Cañada J, Del Bosque-González I (2017) A new mechanism based on landscape diversity for funding farmer subsidies. *Agron Sustain Dev* 37(2):9. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0414-1>
- Rescia AJ, Willaarts BA, Schmitz MF, Aguilera PA (2010) Changes in land uses and management in two Nature Reserves in Spain: Evaluating the social–ecological resilience of cultural landscapes. *Landsc Urban Plan* 98:26-35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.007>
- Reyers B, O’Farrell PJ, Nel JL, Wilson K (2012) Expanding the conservation toolbox: conservation planning of multifunctional landscapes. *Landsc Ecol* 27(8):1121-1134. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9761-0>
- Ribalaygua J, Pino MR, Pórtolles J, Roldán E, Gaitán E, Chinarro D, Torres L (2013) Climate change scenarios for temperature and precipitation in Aragón (Spain). *Sci Total Environ* 463:1015-1030. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.089>
- Ribeiro H, Abreu I, Cunha M (2017) Olive crop-yield forecasting based on airborne pollen in a region where the olive groves acreage and crop system changed drastically. *Aerobiologia* 33(4):473-480. <https://doi.org/10.1007/s10453-017-9483-5>
- Ribeiro PF, Santos JL, Santana J, Reino L, Leitão PJ, Beja P, Moreira F (2016) Landscape makers and landscape takers: links between farming systems and landscape patterns along an intensification gradient. *Landsc Ecol* 31(4):791-803. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0287-0>
- Rocamora-Montiel B, Colombo S, Salazar-Ordóñez M (2014) Social attitudes in southern Spain to shape EU agricultural policy. *J Policy Model* 36(1):156-171. <https://doi.org/10.1016/j.jpolmod.2013.08.004>

- Rodrigo-Comino J, Martínez-Hernández C, Iserloh T, Cerdà A (2017) The Contrasted Impact of Land Abandonment on Soil Erosion in Mediterranean Agriculture Fields. *Pedosphere* 28(4):617-631. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60441-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60441-7)
- Rodrigo-Comino J, Taguas E, Seeger M, Ries JB (2018) Quantification of soil and water losses in an extensive olive orchard catchment in Southern Spain. *J Hydrol* 556:749-758. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.12.014>
- Rodrigues MÂ, Dimande P, Pereira EL, Ferreira IQ, Freitas S, Correia CM, Moutinho-Pereira J, Arrobas M (2015) Early-maturing annual legumes: an option for cover cropping in rainfed olive orchards. *Nutr Cycl Agroecosyst* 103(2):153-166. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9730-5>
- Rodrigues MÂ, Ferreira IQ, Claro AM, Arrobas M (2012) Fertilizer recommendations for olive based upon nutrients removed in crop and pruning. *Sci Hortic-Amsterdam* 142:205-211. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2012.05.024>
- Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia A (2019) Ecological and Economic Sustainability in Olive Groves with Different Irrigation Management and Levels of Erosion: A Case Study. *Sustainability* 11(17):4681. <https://doi.org/10.3390/su11174681>
- Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia AJ (2019) Estimation of Soil Loss Tolerance in Olive Groves as an Indicator of Sustainability: The Case of the *Estepa* Region (Andalusia, Spain). *Agronomy* 9(12): 785. <https://doi.org/10.3390/agronomy9120785>
- Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Sanz-Cañada J, Rescia AJ (2019) Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). *Landsc Ecol* 34(7):1547-1563. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3>
- Rodríguez Sousa AA, Parra-López C, Sayadi-Gmada S, Barandica JM, Rescia AJ (2020) A multifunctional assessment of integrated and ecological farming in olive agroecosystems in southwestern Spain using the Analytic Hierarchy Process. *Ecol Econ* 173:106658. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106658>

- Rodríguez-Entrena M, Arriaza M (2013) Adoption of conservation agriculture in olive groves: Evidences from southern Spain. *Land Use Policy* 34:294-300. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.04.002>
- Rodríguez-Entrena M, Arriaza M, Gómez-Limón JA (2014) Determining economic and social factors in the adoption of cover crops under mower control in olive groves. *Agroecol Sust Food* 38(1):69-91. <https://doi.org/10.1080/21683565.2013.819478>
- Rodríguez-Entrena M, Barreiro-Hurlé J, Gómez-Limón JA, Espinosa-Goded M, Castro-Rodríguez J (2012) Evaluating the demand for carbon sequestration in olive grove soils as a strategy toward mitigating climate change. *J Environ Manage* 112:368-376. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.004>
- Rodríguez-Entrena M, Colombo S, Arriaza M (2017) The landscape of olive groves as a driver of the rural economy. *Land Use Policy* 65:164-175. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.017>
- Rodríguez-Lizana A, Espejo-Pérez AJ, González-Fernández P, Ordóñez-Fernández R (2008) Pruning residues as an alternative to traditional tillage to reduce erosion and pollutant dispersion in olive groves. *Water Air Soil Poll* 193(1-4):165-173. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9680-5>
- Rodríguez-Lizana A, Ordóñez R, Espejo-Pérez AJ, González P (2007) Plant cover and control of diffuse pollution from P in olive groves. *Water Air Soil Poll*, 181(1-4):17-34. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9273-0>
- Rodríguez-Pleguezuelo CR, Zuazo VD, Fernandez JM, Peinado FM, Tarifa DF (2009) Litter decomposition and nitrogen release in a sloping Mediterranean subtropical agroecosystem on the coast of Granada (SE, Spain): effects of floristic and topographic alteration on the slope. *Agr Ecosyst Environ* 134(1-2):79-88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.019>
- Rodríguez-Pleguezuelo CR, Zuazo VHD, Martínez JRF, Peinado FJM, Martín FM, Tejero IFG (2018) Organic olive farming in Andalusia, Spain. A review. *Agron Suatain Dev* 38(2):20. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0498-2>

- Roig A, Cayuela ML, Sánchez-Monedero MA (2006) An overview on olive mill wastes and their valorisation methods. *Waste Manage* 26(9):960-969. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.024>
- Romero-Díaz A, Marín-Sanleandro P, Ortiz-Silla R (2012) Loss of soil fertility estimated from sediment trapped in check dams. South-eastern Spain. *Catena* 99:42-53. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.07.006>
- Romero-Gámez M, Castro-Rodríguez J, Suárez-Rey EM (2017) Optimization of olive growing practices in Spain from a life cycle assessment perspective. *J Clean Prod* 149:25-37. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.071>
- Rong Y, Xuefeng W (2011) Effects of nitrogen fertilizer and irrigation rate on nitrate present in the profile of a sandy farmland in Northwest China. *Procedia Environ Sci* 11:726–732. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.12.113>
- Ropero RF, Rumí R, Aguilera PA (2019) Bayesian networks for evaluating climate change influence in olive crops in Andalusia, Spain. *Nat Resour Model*:e12169. <https://doi.org/10.1111/nrm.12169>
- RStudio (2009-2014). RStudio version 0.98.1102. Open source and enterprise-ready professional software for R. Inc., Boston, MA, United States. <https://www.rstudio.com/products/RStudio/>. Consultado 05 Mayo 2020
- Rubio-Delgado J, Guillén J, Corbacho JA, Gómez-Gutiérrez Á, Baeza A, Schnabel S (2017) Comparison of two methodologies used to estimate erosion rates in Mediterranean ecosystems: ¹³⁷Cs and exposed tree roots. *Sci Total Environ* 605:541-550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.248>
- Rufat J, Villar JM, Pascual M, Falguera V, Arbonés A (2014) Productive and vegetative response to different irrigation and fertilization strategies of an Arbequina olive orchard grown under super-intensive conditions. *Agr Water Manage* 144:33-41. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.05.014>
- Saaty TL (1994) *The Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the Analytic Hierarchy Process*. Vol. VI, AHP Series, 1a ed. RWS Publications, Pittsburgh, Pensilvania: 527 pp

- Saaty TL, Vargas LG (2012) The possibility of group choice: pairwise comparisons and merging functions. *Soc Choice Welfare* 38(3):481-496. <https://doi.org/10.1007/s00355-011-0541-6>
- Saisana M, Saltelli A, Tarantola S (2005) Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators. *J R Stat Soc (Statistics in Society)* 168(2):307-323. <https://doi.org/10.1111/j.1467-985X.2005.00350.x>
- Sal AG, García AG (2007) A comprehensive assessment of multifunctional agricultural land-use systems in Spain using a multi-dimensional evaluative model. *Agr Ecosyst Environ* 120(1):82-91. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.020>
- Salazar-Ordóñez M, Rodríguez-Entrena M, Sayadi S (2013) Agricultural sustainability from a societal view: An analysis of southern Spanish citizens. *J Agric Environ Ethics* 26(2):473-490. <https://doi.org/10.1007/s10806-011-9371-x>
- Sánchez Escobar F (2015) *Sistemas complejos: una aplicación para el análisis de los balances energéticos y económicos en el agrosistema de olivar de Estepa* (Tesis Doctoral). Universidad de Sevilla, España
- Sánchez Martínez JD, Gallego Simón VJ, Araque Jiménez E (2011a) El olivar en la España del sur: dinámicas y perspectivas de un monocultivo extremo. *Investigación y Espacio* 34:273-299
- Sánchez Martínez JD, Gallego Simón VJ, Araque Jiménez E (2011b) El Olivar andaluz y sus transformaciones recientes. *Estud Geogr* vol. LXXII:203-229
- Sánchez-Escobar F, Coq-Huelva D, Sanz-Cañada J (2018) Measurement of sustainable intensification by the integrated analysis of energy and economic flows: Case study of the olive-oil agricultural system of Estepa, Spain. *J Clean Prod* 201:463-470. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.294>
- Sánchez-Moreno S, Castro J, Alonso-Prados E, Alonso-Prados JL, García-Baudín JM, Talavera M, Durán-Zuazo VH (2015) Tillage and herbicide decrease soil biodiversity in olive orchards. *Agron Sustain Dev* 35(2):691-700. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0266-x>

- Santosa M, Abdi H, Guinard JX (2010) A modified sorting task to investigate consumer perceptions of extra virgin olive oils. *Food Qual Prefer* 21(7):881-892. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2010.05.011>
- Sardaro R, Girone S, Acciani C, Bozzo F, Petrontino A, Fucilli V (2016) Agrobiodiversity of Mediterranean crops: farmers' preferences in support of a conservation programme for olive landraces. *Biol Conserv* 201:210-219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.033>
- Sastre B, Barbero-Sierra C, Bienes R, Marques MJ, García-Díaz A (2017) Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *J Soils Sediments* 17(3):873-888. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1589-9>
- Sayadi S, Erraach Y, Parra-López C (2017) Translating consumer's olive-oil quality-attribute requirements into optimal olive-growing practices: A quality function deployment (QFD) approach. *Brit Food J* 119 (1):190-214. [htSLT://doi.org/10.1108/BFJ-05-2016-0228](https://doi.org/10.1108/BFJ-05-2016-0228)
- Scandurra A, Magliozzi L, Fulgione D, Aria M, D'Aniello B (2016) *Lepidoptera Papilionoidea* communities as a sentinel of biodiversity threat: the case of wild boar rooting in a Mediterranean habitat. *J Insect Conserv* 20(3):353-362. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9863-0>
- Scherr SJ, McNeely JA (2007) Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philos T Roy Soc B* 363(1491):477-494. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2165>
- Schewe J, Heinke J, Gerten D, Haddeland I, Arnell NW, Clark DB, Dankers R, Eisner S, Fekete BM, Colón-González FJ, Gosling SN, Kim H, Liu X, Masaki Y, Portmann FT, Satoh Y, Stacke T, Qiuhong T, Wada Y, Wisser D, Albrecht T, Frieler K, Piontek F, Warszawski L, Kabat P (2014) Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *PNAS* 111(9):3245-3250. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>
- Schipanski ME, Barbercheck M, Douglas MR, Finney DM, Haider K, Kaye JP, Kermanian AR, Mortensen DA, Ryan MR, Tooker J, White C (2014) A framework

- for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agr Syst* 125:12-22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>
- Schmid E, Sinabell F (2016) CAP Reforms: Effects on Agriculture and Environment. In *Ethics, Law and Society* (pp. 57-68), Vol. IV. Routledge, Londres, Reino Unido: <https://doi.org/10.4324/9781315580425>
- Schmitz MF, De Aranzabal I, Aguilera P, Rescia A, Pineda FD (2003) Relationship between landscape typology and socioeconomic structure: Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecol Model* 168(3):343-356. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00145-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00145-5)
- Schmucki R, Pe'Er G, Roy DB, Stefanescu C, Van Swaay CA, Oliver TH, Kuussaari M, Van Strien AJ, Ries L, Musche M, Carnicer J, Schweiger O, Brereton TM, Harpke A, Heliölä J, Kühn E, Julliard R (2016) A regionally informed abundance index for supporting integrative analyses across butterfly monitoring schemes. *J Appl Ecol* 53(2):501-510. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12561>
- Schoorl, J. M., Veldkamp, A. (2001). Linking land use and landscape process modelling: a case study for the Alora region (south Spain). *Agr Ecosyst Environ* 85(1-3):281-292. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00194-3)
- Seghezzo L (2009) The five dimensions of sustainability. *Environmental Polit* 18(4):539-556. <https://doi.org/10.1080/09644010903063669>
- SEISnet (Sistema Español de Información de Suelos/Spanish Soil Information System) (2019) Datos Andalucía. España. <http://evenor-tech.com/banco/seisnet/seisnet.htm>. Consultado 28 Enero 2020
- Serpa D, Nunes JP, Santos J, Sampaio E, Jacinto R, Veiga S, Lima JC, Moreira M, Corte-Real J, Keizer JJ, Abrantes N (2015) Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments. *Sci Total Environ* 538:64-77. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.033>
- Sgroi F, Foderà M, Di Trapani AM, Tudisca S, Testa R (2015) Cost-benefit analysis: A comparison between conventional and organic olive growing in the Mediterranean Area. *Ecol Eng* 82:542-546. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.043>

- Shao Y, Lu H (2000) A simple expression for wind erosion threshold friction velocity. *J Geophys Res-Atmos* 105(D17):22437-22443. <https://doi.org/10.1029/2000JD900304>
- Shen H, Zheng F, Wen L, Han Y, Hu W (2016) Impacts of rainfall intensity and slope gradient on rill erosion processes at loessial hillslope. *Soil Till Res* 155:429-436. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.011>
- Simyrdanis K, Papadopoulos N, Soupios P, Kirkou S, Tsourlos P (2018) Characterization and monitoring of subsurface contamination from Olive Oil Mills' waste waters using Electrical Resistivity Tomography. *Sci Total Environ* 637:991-1003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.348>
- SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación de Suelo de España/Information System on Land Use in Spain) (2011) Plan Nacional para la observación del territorio: Sistema de información sobre los usos del suelo en España. España. www.siose.es. Consultado 21 Abril 2020
- Siskos Y, Matsatsinis NF, Baourakis G (2001) Multicriteria analysis in agricultural marketing: The case of French olive oil market. *Eur J Oper Res* 130(2):315-331. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(00\)00043-6](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(00)00043-6)
- Sofo A, Palese AM, Casacchia T, Xiloyannis C (2014) Sustainable soil management in olive orchards: effects on telluric microorganisms. In: *Emerging technologies and management of crop stress tolerance* (pp. 471-483). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800875-1.00020-X>
- Solomou A, Sfougaris A (2011) Comparing conventional and organic olive groves in central Greece: plant and bird diversity and abundance. *Renew Agr Food Syst* 26(4):297-316. <https://doi.org/10.1017/S1742170511000111>
- Soriano MA, Alvarez S, Landa BB, Gomez JA (2014) Soil properties in organic olive orchards following different weed management in a rolling landscape of Andalusia, Spain. *Renew Agr Food Syst* 29(1):83-91. <https://doi.org/10.1017/S1742170512000361>

- Souchère V, King C, Dubreuil N, Lecomte-Morel V, Le Bissonnais Y, Chalat M (2003) Grassland and crop trends: role of the European Union Common Agricultural Policy and consequences for runoff and soil erosion. *Environ Sci Policy* 6(1):7-16. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(02\)00121-1](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(02)00121-1)
- Spellerberg IF, Fedor PJ (2003) A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global Ecol Biogeogr* 12(3):177-179. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>
- Spennemann DH, Allen LR (2000) Feral olives (*Olea europaea*) as future woody weeds in Australia: a review. *Aust J Exp Agr* 40(6):889-901. <https://doi.org/10.1071/EA98141>
- Spoerer M (2015) Agricultural protection and support in the European Economic Community, 1962–92: rent-seeking or welfare policy?. *Eur Rev Econ Hist* 19(2):195-214. <https://doi.org/10.1093/ereh/hev001>
- Srdjevic B (2007) Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management. *Decis Support Syst* 42(4):2261-2273. <https://doi.org/10.1016/j.dss.2006.08.001>
- Stadler A, Rudolph S, Kupisch M, Langensiepen M, van der Kruk J, Ewert F (2015) Quantifying the effects of soil variability on crop growth using apparent soil electrical conductivity measurements. *Eur J Agron* 64:8-20. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.12.004>
- Stam A, Silva APD (2003) On multiplicative priority rating methods for the AHP. *Eur J Oper Res* 145(1):92-108. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(02\)00228-X](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(02)00228-X)
- Stamey WL, Smith RM (1964) A conservation definition of erosion tolerance. *Soil Sci* 97(3):183-186
- Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, Gaffney O, Ludwig C (2015) The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *Anthr Rev* 2(1):81-98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>

- STELLA (2010). STELLA 9.1.4. Dynamic System Software. Isee System Inc.
<https://www.iseesystems.com/store/products/stella-online.aspx>. Consultado 29 Abril 2020
- Sumner GN, Romero R, Homar V, Ramis C, Alonso S, Zorita E (2003) An estimate of the effects of climate change on the rainfall of Mediterranean Spain by the late twenty first century. *Clim Dynam* 20(7-8):789-805. <https://doi.org/10.1007/s00382-003-0307-7>
- Taguas EV, Gómez JA (2015) Vulnerability of olive orchards under the current CAP (Common Agricultural Policy) regulations on soil erosion: a study case in Southern Spain. *Land Use Policy* 42:683-694.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.001>
- Taguas EV, Guzmán E, Guzmán G, Vanwalleggem T, Gómez JA (2015) Characteristics and importance of rill and gully erosion: a case study in a small catchment of a marginal olive grove. *Cuad de Investig Geogr* 41(1):107-126.
<http://dx.doi.org/10.18172/cig.2644>
- Taguas EV, Yuan Y, Bingner RL, Gomez JA (2012) Modeling the contribution of ephemeral gully erosion under different soil managements: A case study in an olive orchard microcatchment using the AnnAGNPS model. *Catena* 98:1-16.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.002>
- Talukder BW, Hipel K (2018) The PROMETHEE framework for comparing the sustainability of agricultural systems. *Resources* 7(4):74.
<https://doi.org/10.3390/resources7040074>
- Tanasijevic L, Todorovic M, Pereira LS, Pizzigalli C, Lionello P (2014) Impacts of climate change on olive crop evapotranspiration and irrigation requirements in the Mediterranean region. *Agr Water Manage* 144:54-68.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.05.019>
- Termorshuizen JW, Opdam P (2009) Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landsc Ecol* 24(8):1037-1052.
<https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8>

- Testa R, Di Trapani AM, Sgroi F, Tudisca S (2014) Economic analysis of process innovations in the management of olive farms. *Am J Appl Sci* 11(9):1486. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2014.1486.1491>
- Thrupp LA (2000) Linking agricultural biodiversity and food security: the valuable role of agrobiodiversity for sustainable agriculture. *Int Aff* 76(2):265-281. <https://doi.org/10.1111/1468-2346.00133>
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418(6898):671. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Tiwari DN, Loof R, Paudyal GN (1999) Environmental–economic decision-making in lowland irrigated agriculture using multi-criteria analysis techniques. *Agr Syst* 60(2):99-112. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(99\)00021-9](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(99)00021-9)
- Tjamos EC, Tsitsigiannis DI, Tjamos SE, Antoniou PP, Katinakis P (2004) Selection and screening of endorhizosphere bacteria from solarized soils as biocontrol agents against *Verticillium dahliae* of solanaceous hosts. *Eur J Plant Pathol* 110(1):35-44. <https://doi.org/10.1023/B:EJPP.0000010132.91241.cb>
- Tognetti R, d'Andria R, Morelli G, Calandrelli D, Fragnito F (2004) Irrigation effects on daily and seasonal variations of trunk sap flow and leaf water relations in olive trees. *Plant Soil* 263(1):249-264. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000047738.96931.91>
- Torreblanca-Zanca A, Aroca-Santos R, Lastra-Mejías M, Izquierdo M, Cancilla JC, Torrecilla JS (2019) Laser diode induced excitation of PDO extra virgin olive oils for cognitive authentication and fraud detection. *Sensors Actuat B-Chem* 280:1-9. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2018.10.014>
- Torres LG, Peña-Barragán JM, López-Granados F, Jurado-Expósito M, Fernández-Escobar R (2008) Automatic assessment of agro-environmental indicators from remotely sensed images of tree orchards and its evaluation using olive plantations. *Comput Electron Agr* 61(2):179-191. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2007.11.004>
- Torres-Miralles M, Grammatikopoulou I, Rescia AJ (2017) Employing contingent and inferred valuation methods to evaluate the conservation of olive groves and

- associated ecosystem services in Andalusia (Spain). *Ecosyst Serv* 26:258-269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.002>
- Tovar MJ, Romero MP, Alegre S, Girona J, Motilva MJ (2002) Composition and organoleptic characteristics of oil from Arbequina olive (*Olea europaea* L) trees under deficit irrigation. *J Sci Food Agr* 82(15):1755-1763. <https://doi.org/10.1002/jsfa.1246>
- Tsakiridou E, Mattas K, Tzimitra-Kalogianni I (2006) The influence of consumer characteristics and attitudes on the demand for organic olive oil. *J Int Food Agribusiness Mark* 18(3-4):23-31. https://doi.org/10.1300/J047v18n03_03
- Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecol Lett* 8(8):857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Türkekul B, Günden C, Abay C, Miran B (2010) Competitiveness of Mediterranean countries in the olive oil market. *New Medit* 9(1):41-46
- Turrini A, Caruso G, Avio L, Gennai C, Palla M, Agnolucci M, Tomei PE, Giovannetti M, Gucci R (2017) Protective green cover enhances soil respiration and native mycorrhizal potential compared with soil tillage in a high-density olive orchard in a long-term study. *Appl Soil Ecol* 116:70-78. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.001>
- Uylaşer V, Yildiz G (2014) The historical development and nutritional importance of olive and olive oil constituted an important part of the Mediterranean diet. *Crit Rev Food Sci* 54(8):1092-1101. <https://doi.org/10.1080/10408398.2011.626874>
- Vaezi AR, Hasanzadeh H, Cerdà A (2016) Developing an erodibility triangle for soil textures in semi-arid regions, NW Iran. *Catena* 142:221-232. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.015>
- Valverde P, de Carvalho M, Serralheiro R, Maia R, Ramos V, Oliveira B (2015) Climate change impacts on rainfed agriculture in the Guadiana river basin (Portugal). *Agr Water Manage* 150:35-45. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.11.008>

- van Es HM, Sogbedji JM, Schindelbeck RR (2006) Effect of manure application timing, crop, and soil type on nitrate leaching. *J Environ Qual* 35(2):670-679. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0143>
- van Meijl H, van Tongeren F (2002) The Agenda 2000 CAP reform, world prices and GATT–WTO export constraints. *Eur Rev Agric Econ* 29(4):445-470. <https://doi.org/10.1093/eurrag/29.4.445>
- Van Vliet J, de Groot HLF, Rietveld P, Verburg PH (2015) Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landsc Urban Plan* 133:24–36. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.001>
- Van Zanten BT, Verburg PH, Espinosa M, Gomez-y-Paloma S, Galimberti G, Kantelhardt J, Kapfer M, Lefebvre M, Manrique R, Piorr A, Raggi M, Schaller L, Targetti S, Zasada I, Viaggi D (2014) European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agron Sustain Dev* 34(2):309-325. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4>
- Vanwalleghe T, Gómez JA, Amate JJ, de Molina MG, Vanderlinden K, Guzmán G, Laguna A, Giráldez JV (2017) Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. *Anthropocene* 17:13-29. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.01.002>
- Varekar V, Karmakar S, Jha R, Ghosh NC (2015) Design of sampling locations for river water quality monitoring considering seasonal variation of point and diffuse pollution loads. *Environ Monit Assess* 187(6):376. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4583-6>
- Varikou K, Garantonakis N, Birouraki A, Ioannou A, Kapogia E (2016). Improvement of bait sprays for the control of *Bactrocera oleae* (Diptera: Tephritidae). *Crop Prot* 81:1-8. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2015.11.007>
- Vejre H, Jensen FS, Thorsen BJ (2010) Demonstrating the importance of intangible ecosystem services from peri-urban landscapes. *Ecol Complex* 7(3):338-348. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.09.005>

- Velázquez B, Buffaria B (2017) About farmers' bargaining power within the new CAP. *Agricultural and Food Economics* 5(1):16. <https://doi.org/10.1186/s40100-017-0084-y>
- Vicente GC, Pablo PHP, Manuel MLJ (2017) El sector agrario y el desarrollo de los territorios rurales en España. *Revista de Fomento Social*:641-658
- Villanueva AJ, Gómez-Limón JA, Arriaza M, Nekhay O (2014) Analysing the provision of agricultural public goods: The case of irrigated olive groves in southern Spain. *Land Use Policy* 38:300-313. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.11.018>
- Villanueva AJ, Gómez-Limón JA, Arriaza M, Rodríguez-Entrena M (2015) The design of agri-environmental schemes: Farmers' preferences in southern Spain. *Land Use Policy* 46:142-154. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.02.009>
- Vossen P (2007) Olive oil: history, production, and characteristics of the world's classic oils. *HortScience* 42(5):1093-1100. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.42.5.1093>
- Waines JG, Ehdaie B (2007) Domestication and crop physiology: roots of green-revolution wheat. *Ann Bot-London* 100(5):991-998. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm180>
- Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJ, Fromentin JM, Hoegh-Guldber O, Bairlein F (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416(6879):389. <https://doi.org/10.1038/416389a>
- Wan JG, Yang LZ, Shan YH (2001) Application of fuzzy mathematics to soil quality assessment. *Acta Pedologica Sinica* 38:176-183
- Weissteiner CJ, Boschetti M, Böttcher K, Carrara P, Bordogna G, Brivio PA (2011) Spatial explicit assessment of rural land abandonment in the Mediterranean area. *Glob Planet Change* 79(1-2):20-36. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.07.009>
- Wezel A, Bellon S, Doré T, Francis C, Vallod D, David C (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. *Agron Sustain Dev* 29:503-515. <https://doi.org/10.1051/agro/2009004>

- White KD, Vaddey SV, Hamlet AF, Cohen S, Neilsen D, Taylor W (2006) Integrating climate impacts in water resource planning and management. In: Current Practices in Cold Regions Engineering (pp. 1-11). Orono, Maine, EEUU. [https://doi.org/10.1061/40836\(210\)12](https://doi.org/10.1061/40836(210)12). Consultado 28 Febrero 2020
- Winans K, Kendall A, Deng H (2017) The history and current applications of the circular economy concept. *Renew Sust Energ Rev* 68:825-833. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.123>
- Wischmeier WH, Smith DD (1960) A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Soil Sci.* 1: 418-425. Record number:19621901607. Consultado 22 Abril 2020
- Wischmeier WH, Smith DD (1961) A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. International Society of Soil Science, 1a ed. Madison, Wisconsin, EEUU:418-425 pp
- Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. Agriculture Handbook No. 537. USDA/Science and Education Administration, US. Govt. Printing Office, Washington DC:58 pp. <http://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>. Consultado 27 Enero 2020
- y Pérez LP, Egea P, de-Magistris T (2019) When agrarian multifunctionality matters: identifying heterogeneity in societal preferences for externalities of marginal olive groves in Aragon, Spain. *Land Use Policy* 82:85-92. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.052>
- Yaalon DH (1997) Soils in the Mediterranean region: what makes them different?. *Catena* 28(3-4):157-169. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00035-5](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00035-5)
- Yatsalo B, Sullivan T, Didenko V, Linkov I (2011) Environmental risk management for radiological accidents: Integrating risk assessment and decision analysis for remediation at different spatial scales. *Integr Environ Assess* 7(3):393-395. <https://doi.org/10.1002/ieam.229>
- Yu R, Tzeng GH (2006) A soft computing method for multi-criteria decision making with dependence and feedback. *Appl Math Comput* 180(1):63-75. <https://doi.org/10.1016/j.amc.2005.11.163>

- Zaccarelli N, Petrosillo I, Zurlini G, Riitters KH (2008) Source/sink patterns of disturbance and cross-scale mismatches in a panarchy of social-ecological landscapes. *Ecol Soc* 13(1):26. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art26/>. Consultado 23 Abril 2020
- Zasada I (2011) Multifunctional peri-urban agriculture—A review of societal demands and the provision of goods and services by farming. *Land Use Policy* 28(4):639-648. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.008>
- Zhang KL, Shu AP, Xu XL, Yang QK, Yu B (2008) Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China. *J Arid Environ* 72(6):1002-1011. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.11.018>
- Zhang X (2018) Simulating eroded soil organic carbon with the SWAT-C model. *Environ Modell Softw* 102:39-48. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.01.005>
- Zhou H, Niu X, Yan H, Zhao N, Zhang F, Wu L, Yin D, Kjelgren R (2019) Interactive Effects of Water and Fertilizer on Yield, Soil Water and Nitrate Dynamics of Young Apple Tree in Semiarid Region of Northwest China. *Agronomy* 9:360. <https://doi.org/10.3390/agronomy9070360>
- Zuazo VHD, Pleguezuelo CRR (2009) Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review. *Agron Sustain Dev* 28(1):65-86. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2666-8_48
- Zuazo VHD, Pleguezuelo CRR, Panadero LA, Raya AM, Martinez JF, Rodriguez BC (2009) Soil conservation measures in rainfed olive orchards in south-eastern Spain: impacts of plant strips on soil water dynamics. *Pedosphere* 19(4):453-464. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60138-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60138-7)

ANEXO 1

Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Sanz-Cañada J, Rescia AJ (2019) Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). *Landsc Ecol* 34(7):1547-1563.
<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3>



RESEARCH ARTICLE

Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of *Estepa* (Andalusia, Spain)

A. A. Rodríguez Sousa · J. M. Barandica · J. Sanz-Cañada ·
 A. J. Rescia

Received: 31 January 2018 / Accepted: 25 January 2019
 © Springer Nature B.V. 2019

Abstract

Context In the Andalusia region (Spain), olive grove agro-systems cover a wide area, forming social-ecological landscapes. Recent socioeconomic changes have increased the vulnerability of these landscapes, resulting in the abandonment and intensification of farms. The provision of the main ecosystem services of these landscapes have thus been degraded.

Objectives To analyse the sustainability of an olive grove social-ecological landscape in Andalusia. Specifically, to develop a quantitative model proposing land planning and management scenarios, considering abandonment, production and economic benefits of olive crops in different conditions of erosion and management.

Electronic supplementary material The online version of this article (<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3>) contains supplementary material, which is available to authorized users.

A. A. Rodríguez Sousa (✉) · J. M. Barandica ·
 A. J. Rescia

Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución,
 Unidad Docente de Ecología, Facultad de Ciencias
 Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, C/Jose
 Antonio Nováis 12, 28040 Madrid, Spain
 e-mail: antonr05@ucm.es

J. Sanz-Cañada
 Institute of Economics, Geography and Demography
 (IEGD), Spanish National Research Council (CSIC),
 C/ Albasanz 26, 28037 Madrid, Spain

Methods We applied a dynamic model using agronomic and economic data, to evaluate different types of olive management. We considered different levels of erosion, the loss of production related to this erosion, and useful life spans for each type of management. We simulated scenarios for the long-term assessment of dynamics of crops, abandonment rate, production and benefits.

Results (a) There was a loss of productive lands and benefits in the medium term in the more intensive crops. (b) Scenarios that partially incorporated ecological management proved to be more sustainable without economic subsidies. (c) The spatial combination of integrated, intensive and ecological plots was sustainable, and was well balanced from an economic, productive and ecological point of view.

Conclusions Scenarios that partially incorporate ecological management allowed the best economic and environmental balance. However, to ensure the sustainability of olive landscapes, farmers should be financially rewarded for their role in the conservation of ecosystem services through landscape stewardship and direct environmental payments.

Keywords Common Agricultural Policy ·
 Landscape services · Management scenarios · Soil
 erosion · Sustainable olive grove management

Introduction

Agro-systems that originated from the modification of natural ecosystems by agriculture present their own biophysical characteristics. The interconnections between agro-systems and natural ecosystems result in agricultural landscapes. Historically, in Europe, traditional agricultural landscapes were transformed from mono-agricultural systems to pluri-rural activity systems adapted to the structure and function of the landscape (Fleskens et al. 2009). In this process, a co-evolutionary relationship between social and ecological systems was established, giving rise to productive working landscapes, that is, rural cultural landscapes with land uses adapted to the local environmental conditions (Farina 2000). This slow co-evolution led to a mutual adaptation among abiotic, biotic and cultural factors, forming complex adaptive social-ecological systems. These systems are characterised by cross-scale, non-linear interactions and feedback loops between the ecological and socio-economic components and by their capacity for transformation and adaptation to human activities and the environment based on their resilience (Termorshuizen and Opdam 2009).

Increasing social demands to link agriculture to other land uses, and particularly to biodiversity conservation, has given rise to the concept of multifunctionality to support sustainable agriculture, especially in Europe (Huang et al. 2015). This concept was introduced to overcome the purely productive concept (food and raw materials) of agriculture, appealing to two more dimensions of this activity: its environmental function, related to the protection of the environment, natural resources, ecosystems and agricultural landscapes; and its social function, related to its value in generating territorial cohesion and preserving the socio-economic fabric of rural areas. The findings of the Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) on the pervasive impacts of agriculture on all of Earth's ecosystems, led to a shift in the idea of the multifunctional role of agriculture towards a more integrated approach focusing on the concept of multifunctional landscapes as providers of environmental, social and economic functions (Reyers et al. 2012). The multifunctional agricultural landscapes would then play a critical role in providing products for human well-being, supporting wild species biodiversity and maintaining ecosystem services (ES) (O'Farrell and

Anderson 2010). Moreover, the assumption of agricultural landscapes as resilient complex adaptive social-ecological systems under the ES framework, allowed for the realignment of the concept of multifunctional landscapes to social-ecological landscapes (SELs) as providers of multiple ES (Matthews and Selman 2006; Rescia and Ortega 2018). More specifically, the concept of SEL refers to a production landscape where the driving force of its dynamics is productive land use. Therefore, its dynamics can best be understood in the context of a complex adaptive socio-economic and ecological system, assuming the scale and spatial pattern of human land uses (Zaccarelli et al. 2008). Its sustainable management must occur at that socio-ecological scale to adjust the scale of the ES demand (socio-economic) and the scale at which the ES provision can be ecologically sustainable (Cumming et al. 2013). In this context, the economic function of SELs is determined by the provisioning ES, the social function by the cultural ES and the environmental function by the regulating ES. Their resilience consists of ensuring the flow of these ES (Huang et al. 2015).

A paradigmatic example of SELs are olive groves, which act as marked multi-ES providers (Rodríguez-Entrena et al. 2014). These ES include the production of olive oil and olives (provisioning), improvement of air quality and carbon sequestration capacity (regulation), and a sense of place and traditional ecological knowledge (cultural). The relevance of olive grove SELs in the Mediterranean region is widely recognised (Torres-Miralles et al. 2017). In Spain, this is evidenced by the country's status as the world's leading producer of olive oil, more than $1.2 \text{ M t}^{-1} \text{ year}^{-1}$; their wide territorial coverage, more than 2.5 M ha (1.5 M in Andalusia region, southern Spain); and the numbers of people employed in this industry, with more than 10% of the agricultural sector employed in these crops or related activities representing more than 6% of national agrarian income (20% in Andalusia) (INE 2014). However, in recent years, global and regional socioeconomic changes have resulted in a vulnerable situation for these SELs due to the loss of viability of exploitations. This loss has been caused by the uncertainty of production and the volatility of prices, highly dependent on the annual harvest, and the low-price competitiveness of their products, which is reflected in a low profitability.

The vulnerability of olive grove SELs in the Andalusia region is leading to the abandonment of many olive farms and a sharp intensification (Duarte et al. 2008). Farm abandonment entails a loss of cultural ES and the degradation of social stability (Mann and Wüstemann 2008), along with the total loss of profitability. The abandonment of farming systems also causes a disruption in regulating services (i.e. disservice) by increasing biomass (i.e. scrub encroachment), thus enhancing the risk of fire. In turn, the intensification process (mechanisation, irrigation, increase in planting density, monoculture, use of agro-chemicals) makes it possible to increase agricultural production by improving the profitability of olive groves. However, at the same time, it causes environmental problems, especially affecting regulating ES, such as the acceleration of erosion and higher levels of diffuse terrestrial and atmospheric pollution (López-Pintor et al. 2018). The effect on biodiversity after abandonment is unclear, while intensification has a negative impact on this parameter, which is a potential generator of ES (Flohre et al. 2011).

The importance and severity of erosion is increasing at a global scale. In Europe, more than 115 M ha are affected by soil erosion. This is particularly noteworthy in the Mediterranean region where more than one-third of agricultural lands presents erosion greater than $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, because of the fragile environmental conditions (hydric stress and torrential rains). In Spain, 35% of the territory presents erosion problems (a loss of soil greater than $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, mainly on the Mediterranean side) and in Andalusia, 70% of agricultural land is classified with a medium to high risk of erosion (González 2003). ICONA (1991) estimated that the direct costs of erosion in Spain were around €280 M, and the costs of mitigating its effects reached €3000 M for a period of around 20 years. Particularly, soil erosion is a key factor in olive grove production, directly affecting profitability (Gómez et al. 2014a). However, information about erosion and its relationship to production and profitability remains limited and further efforts are required to identify erosion prevention strategies.

Considering the situation of the olive groves in Andalusia and their regional and global importance, a quantitative analysis of their current management and a possible alternative management model at a landscape scale is needed (Fleskens et al. 2009). This should be oriented towards guaranteed olive grove

sustainability (persistence) and their social-ecological resilience (maintenance of flux of ES), based on economic profitability, social stability and environmental conservation. In other words, a landscape management approach focused on the provision of ES in the long-term is required (Termorshuizen and Opdam 2009). Many of the studies of olive landscapes in the Mediterranean that have analysed their ecological characteristics (D'Imperio et al. 2007), or their economic and cultural features (Ferguson 2006), lack an integrated (combining regulating, cultural and provisioning ES) and dynamic approach. In this study, an olive grove area in Andalusia was analysed as a multi-ES SEL (spatially, the olive crop agro-system and its surrounding land uses), applying a dynamic model to assess sustainability and resilience. The specific objectives were: (a) to develop a conceptual management model; (b) to quantify the components of the model; (c) to analyse land planning and management scenarios for the olive crops, evaluating abandonment, production and economic benefits, and considering, essentially, different levels of soil erosion.

Methods and data processing

Study area

The study area covers an olive grove SEL in the Andalusia region (Fig. 1). This area corresponds to the Protected Designation of Origin (PDO) of extra virgin olive oil of *Estepa*, that produces 30 M kg of olive oil per year, half of the total production of the province of Seville, representing 5500 farmers and 19 associated mills (BOJA 2015; Oleoestepa 2018). Olive groves cover 70% of the total area and their products generate an income of €225 M and 224,000 daily wages (close to 10% of the daily wages of Seville), considering only activity in the field (INE 2018). In all municipalities in the area, olive production and daily wages dedicated to olive groves exceed 50% compared to other productive activities (BOJA 2011, 2015). Specifically, the PDO presents almost 40,000 ha of olive groves, predominantly managed in an integrated manner (considered as semi-ecological because the use of agro-chemicals and machinery is regulated) and 20,000 ha of other land uses with less than 10% of natural or semi-natural vegetation (Rescia et al. 2017).

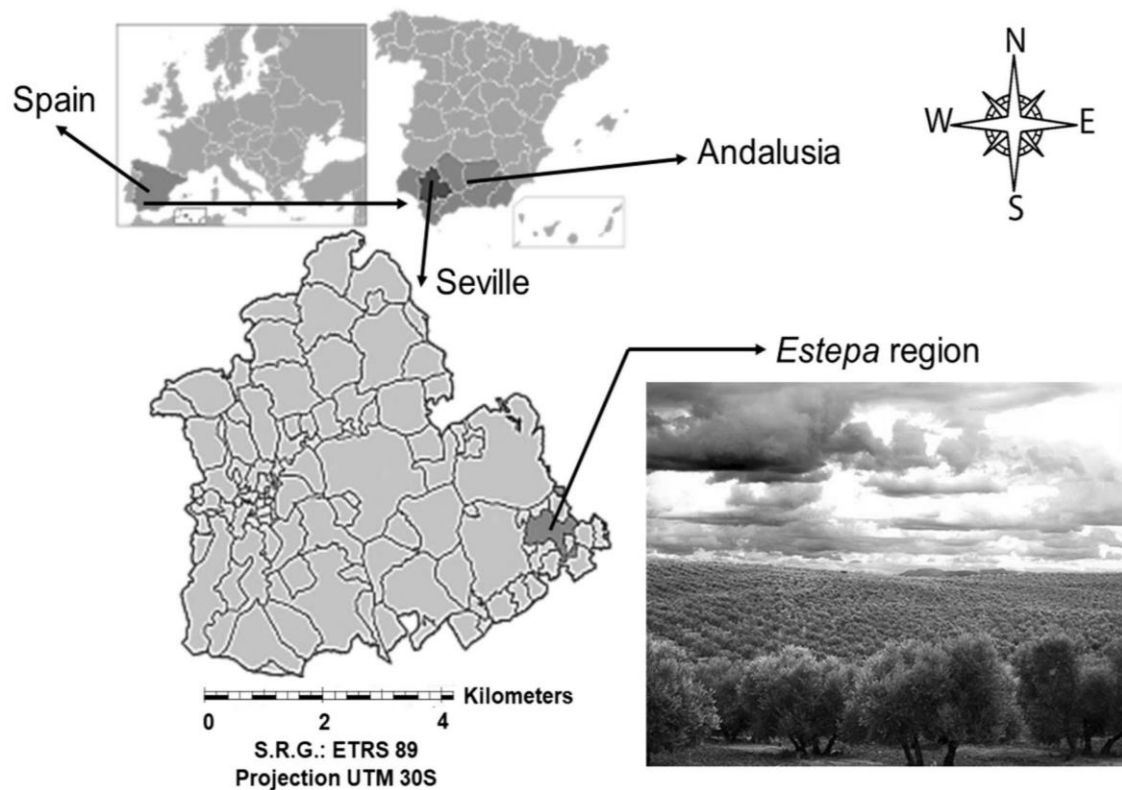


Fig. 1 Location and partial view of the agricultural landscape of *Estepa*

Most of the olive groves are under a rain-fed regime but, in several cases, they are subject to deficit irrigation (only when there is hydric stress). The climate is Mediterranean with an annual average temperature of 17.5 °C and annual average rainfall of 477 mm. The main type of soil is clay-sandy (*Albariza* type, with calcareous material predominant) and the olive groves are considered plain crops since the average altitude of the region is between 200 and 800 m.a.s.l.

Assumptions and schematization of the conceptual model of olive grove management

The conceptual model developed is based on data related to characteristics and management of olive crops from different studies, direct consultations with experts and potential users (farmers, technicians, soil scientists, economists) and field data from *Estepa* and official statistical data at the local and regional levels (AEMO 2012; BOJA 2015; EUROSTAT 2017; MAPAMA 2017; POOLred 2017). These experts

and potential users have also examined and validated the model. The assumptions of the model were: (a) any olive crop management is currently subject to subsidies from the Common Agricultural Policy (CAP), as ancestral permanent woody crops; (b) all of the olive groves in the studied region are managed in an integrated manner; (c) different degrees of agricultural intensification were implemented in the model, differentiating intensive from highly-intensive management, with different densities of plantation (200–600 and 1000–2000 trees/ha, respectively) and correspondingly useful life spans (temporary term in which the agro-system ceases to be profitable and must be abandoned) of 40 and 15 years (AEMO 2012; Connor et al. 2014). This characterisation of intensive or highly-intensive management (olive groves in hedges, fundamentally), based exclusively on tree density, is a hyper-simplification of the concept of intensification. This single factor criterion is based on that applied by the technicians, managers and farmers of the *Estepa* region for their olive groves (Caballero, personal communication, May 22, 2018), since the

intensification due to the inputs (fertilizers, pesticides, herbicides) applied to the olive grove is controlled in such a way that it falls under the requirements considered in the integrated management. In other words, 30% of the integrated olive crops of *Estepa* would be intensive due to the density of trees, but not based on external inputs or practices and thus, it is assumed in this study as non-intensive management.

Other relevant considerations in the elaboration of the model were: (a) average production between 1500 and 4000 kg of olive ha^{-1} , assuming an abandonment of the crop below the lower value of this range (following the criterion of Gómez-Calero 2010); (b) existence of a progressively accelerated decrease in production over time (Lal 2001), based on a linear loss of soil by erosion and an asymptotic relationship between production and soil depth (Gómez et al. 2014a); (c) no action to recover abandoned or feral lands (Caballero, personal communication, May 22, 2018), thus assuming a permanent abandonment; (d) a broad simulation period of 150 years was used, which is what is required to adequately demonstrate the consequences on erosion, production and profitability of the different types of management analysed (but not including changes that can be foreseen in both olive grove management as well as in the CAP). In addition, the natural alternating production of olive groves (*vecería*, Aguilera and Valenzuela 2012) was not considered, since in *Estepa* this phenomenon is minimised by different agricultural practices and the socio-productive stability that implies the regional level management of the unique cooperative of *Oleoestepa* (Caballero, personal communication, May 22, 2018).

The simulation model developed combines an agronomic module with an economic module allowing the analysis of the dynamics of changes in land use and olive production (Fig. 2). In the agronomic module, the current agricultural production of the crops was reflected, classifying the lands (parcels or plots) where they are located according to their erosive state. In turn, the abandonment of crops was assumed by the decrease in production due to erosion and, in specific cases such as intensive and highly-intensive crops, to the end of its useful life. The scenario simulation included the transition of lands from integrated management to any other type of management, including the possible transformation of olive groves to ecological or organic management. In the economic

module, the annual production of olive groves (kg ha^{-1}) transformed into olive oil (l ha^{-1}) was considered. Additionally, the costs and income of the crop production were reflected, considering the current subsidies of the CAP, and thus obtaining the benefits of the exploitation.

Implementation of the olive grove management simulation model

We used the modelling and simulation software STELLA (STELLA 9.1.4[®] STELLA 2010; Online Resource 1). To implement the model, the initial olive groves were classified into four categories according to their conditions of erosion: (a) null; (b) slight; (c) moderate and (d) severe. Categories (b) to (d) present a production decrease over time due to the loss of soil by erosion, which was implemented mathematically according to the model of Gómez et al. (2014a), adapted and calibrated specifically for the *Estepa* region:

$$\text{Production}_{(t)} = P_i \cdot \left(c_1 + c_2 \cdot \ln(W_j - E_j \cdot t) + c_3 \cdot (\ln(W_j - E_j \cdot t))^2 \right), \quad (1)$$

where $\text{Production}_{(t)}$ production of management i in time t (t ha^{-1}); c_1 , c_2 and c_3 site specific constants depending on the average rainfall and soil type, being 0.7388, -0.3471 and 0.0401 , respectively; P_i initial ($t = 0$) production of management i (t ha^{-1}); W_j soil weight of the erosive category j ; E_j soil loss rate of the erosive category j ; t simulation time.

In turn, the abandonment of crops was assumed when production falls below the stipulated minimum threshold. All feral lands were collected at their own level, with their extent quantified at the end of the simulation. We also calculated the total annual production, in both kg of olives and liters of olive oil, considering the total area cultivated with olive crops. The annual production (l ha^{-1}) was applied as the basis for which the total incomes were calculated through the price of olive oil at source (€ l^{-1} and referred to the area), incorporating the CAP subsidies. Additionally, the total operating costs (including personnel and machinery) were calculated considering the total area cultivated with olive crops. Finally, determining the difference between incomes and costs, we obtained the total annual benefits (€ ha^{-1})

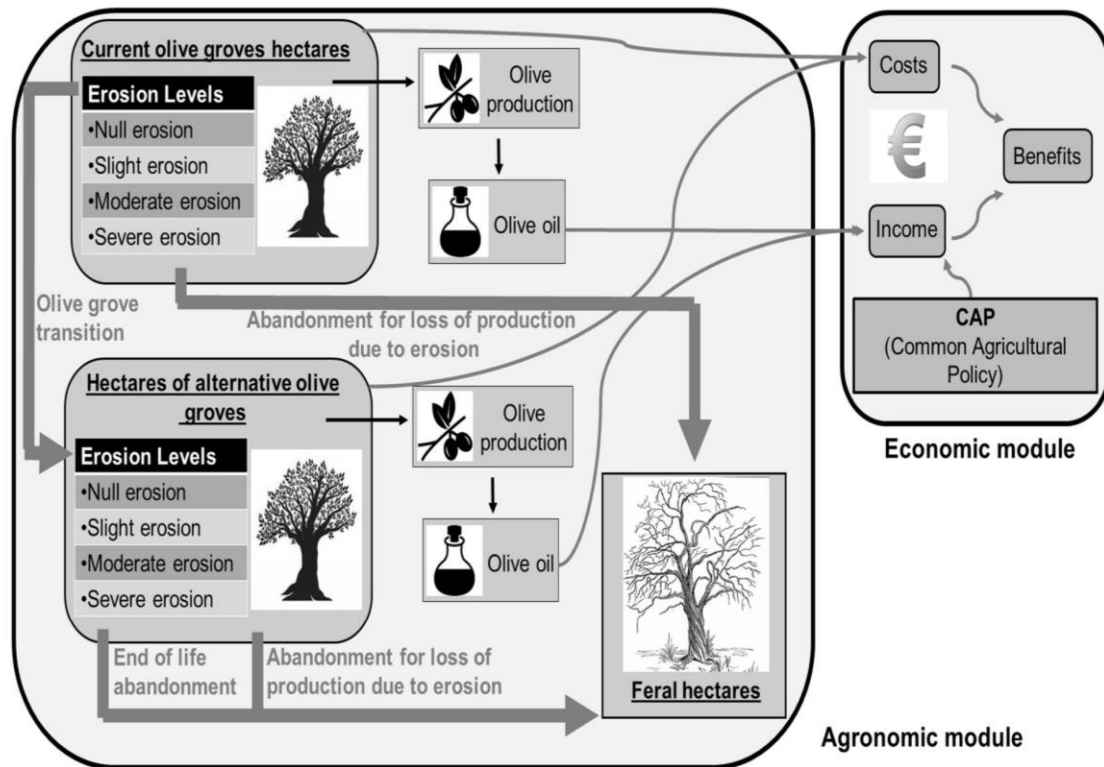


Fig. 2 Conceptual model of the dynamics of olive grove management that combines an agronomic module of land dynamics with an economic module

of olive groves in the study area. The economic and production data used for the model are based on specific data from *Estepa*, when they were available, and on the most often applied official sources for these types of studies (mainly AEMO, POOLred). This information is private and highly sensitive and, in many cases, the data supplied are fragmented and unreliable. Therefore, we tried to combine the specific data from *Estepa* with the generic (official) data, finding in general a good agreement between the two sources.

Calibration of the conceptual model: current situation

Table 1 shows the area of different levels of erosion and the values of factors that determine the potential loss of soil for the studied area. We considered 39,463 ha of olive crops, establishing a classification according to different levels of erosion based on the (BOJA 2015) classification. The potential annual rate

of loss of soil was calculated following the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE model) (Wischmeier and Smith 1960; Diodato 2006):

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P, \quad (2)$$

where the value obtained is the loss of soil, A , based on the rain erosivity, R ; the soil erodibility, K ; the length and grade of the slope of the territory, L , S ; the ground cover, C ; and the agricultural conservation practices, P . To calculate the values of A it was necessary to know the soil weight W_j , which was estimated from experimental data from *Estepa* using Eq. 3 (Moreira-Madueño 1991):

$$W_j = 100 \cdot h_j \cdot appd_j, \quad (3)$$

where W_j soil weight ($t \text{ ha}^{-1}$); h_j soil depth (cm); $appd_j$ apparent density of the soil ($g \text{ cm}^{-3}$).

In this way, for the non-eroded lands, $appd$ was 1.11 g cm^{-3} , h was 141.7 cm, and W was $15,728.70 \text{ t ha}^{-1}$; with slight erosion, $appd$ was 1.12 g cm^{-3} , h was 124.3 cm, and W was $13,921.60 \text{ t ha}^{-1}$; with

Table 1 Characterisation of the olive grove areas according to their type of management and their level of erosion. Estimation of erosive rates (A) and the number of hectares (ha; %) for the initial situation are detailed (integrated management). In addition, erosive rates are estimated in the generated simulation scenarios (intensive, highly-intensive and ecological

management). The LS factor is dimensionless and is expressed as a percentage; the C factor, dimensionless, should only be considered 1 for bare soils; and value of the P factor, dimensionless, is 1 when agricultural practices are present and 0 when they are not (for further details, see the text)

Management type	Erosion level	Olive grove area (ha (%)) (initial situation)	Factors					A (t ha ⁻¹ year ⁻¹)
			R (J ha ⁻¹)	K (Mg J ⁻¹)	LS	C	P	
Integrated	Null	22,494 (57.00)	109.7	0.82	0.00 (0%)	0.16	1	–
	Slight	8366 (21.20)	109.7	0.89	0.18 (3%)	0.16	1	2.81
	Moderate	3828 (9.70)	109.7	0.56	0.70 (7%)	0.16	1	6.88
	Severe	4775 (12.10)	109.7	0.95	2.20 (15%)	0.16	1	36.68
Intensive	Null		109.7	0.82	0.00 (0%)	0.33	1	–
	Slight		109.7	0.89	0.18 (3%)	0.33	1	5.80
Highly-intensive	Null		109.7	0.82	0.00 (0%)	0.09	1	–
	Slight		109.7	0.89	0.18 (3%)	0.09	1	1.58
Ecological	Null		109.7	0.82	0.00 (0%)	0.06	1	–
	Slight		109.7	0.89	0.18 (3%)	0.06	1	1.05
	Moderate		109.7	0.56	0.70 (7%)	0.06	1	2.58
	Severe		109.7	0.95	2.20 (15%)	0.06	1	13.76

moderate erosion, $appd$ was 1.20 g cm^{-3} , h was 109.5 cm , and W was $13,140.00 \text{ t ha}^{-1}$ of soil; and with severe erosion, $appd$ was 1.34 g cm^{-3} , h was 69.2 cm , and W was $9272.80 \text{ t ha}^{-1}$ of soil. The increase in density as the erosive state progresses is related to the calculation of bulk density, that is, dry soil mass divided by the initial volume of the sample. The taking of soil samples with a fixed volume core (141.37 cm^3), together with the increase in soil compaction and the decrease in porosity as erosion increases, gives rise to a larger edaphic mass within the same volume (Helson et al. 2017).

The values of the factors of the RUSLE equation were taken mainly from Moreira-Madueño (1991), Gómez et al. (2003), Gómez and Giráldez (2010) and Sánchez Escobar (2015) and our own experimental

data. In this sense, the K value of soil erodability was calibrated experimentally using Eq. 4 (Gisbert Blanquer et al. 2012):

$$K = \left[[10^{-4} \cdot 2.71 \cdot M \cdot (12 - a)] + 4.2 \cdot (b - 2) + 3.2 \cdot (c - 3) \right] \cdot 100^{-1}, \quad (4)$$

where M representative factor of soil texture (100-% clay) * (% silt + sand); a organic material (%), in the *Estepa* region, this value is assumed as 1); b soil structure code; and c soil permeability code; b and c codes according to the nomograph of Wischmeier and Smith (1978). These values were experimental and taken from SEISnet (2018).

On the other hand, factor C was calibrated for *Estepa* according to the criteria in Gómez et al. (2003). In this way, factor C varies with the type of management depending on tree density (minimum in both integrated and ecological managements), canopy diameter (minimum at highly-intensive management), and with the extent (width) of ground covers (null in intensive crop, medium in integrated and highly-intensive, and maximum in ecological). Finally, factor P was considered 1 for all erosion situations as it was assumed that all plots are subject to tillage practices and yet none are subject to specific mechanical or soil manipulation erosion control practices (ploughing parallel to contour lines, terraces, structures and holding dams or others (Gómez and Giráldez 2010; Sánchez Escobar 2015), regardless of ground cover as an agronomic measure considered in factor C.

While transition of hectares of all erosive states was taken into account for the generation of an ecological management scenario, to generate the intensive and highly-intensive management scenarios only the possible transition of hectares with null or a slight erosive state was considered, thus not promoting the intensification in plots with high erosion. Table 2 shows the production and economic data considered according to the olive management applied by farmers.

Finally, the amount considered for the subsidies of the CAP received by the farmers for any type of olive management was 1.05 € l⁻¹ for olive oil produced, following (AEMO 2012).

Spatial land planning and management scenarios

We considered a mechanised and mostly rain-fed integrated management for the current situation of olive groves ('business as usual' scenario (a)), (Egea and Pérez 2016). A series of scenarios of partial changes in crop management types were simulated, where the transition of lands from one type of crop to another was implemented over a decade and carried

out in a uniform way for a predetermined amount of 10% of the land (ha) of the base management to another type of olive management according to the proposed scenario. The proposed scenarios (Fig. 3) were: (b) transition to intensive management; (c) transition to highly-intensive management; and (d) transition to ecological (i.e. organic) management. Intensification prioritises production over environmental impacts and organic farming minimises environmental impacts, maintaining productive levels close to those of integrated management (Francia Martínez et al. 2006). A scenario of mixed management at the landscape scale was also proposed (e), through a spatial combination of crops (land planning considering the pattern of land use and ground cover), in which a transition was made to intensive and ecological (5% of the initial area, respectively) management, attempting to balance the priorities between production and profitability. Within these new management scenarios, in addition to the loss of crops (ha) due to the fall of production from erosion, the useful life of each type of management was implemented in the model when necessary, at the end of which the total and permanent abandonment of the crop was assumed.

The typical methodology of scenario planning consists of using a few contrasting scenarios to explore the uncertainty surrounding the future consequences of a decision (Peterson et al. 2003). In this study, we aimed to show the most contrasting situations of olive grove management (highly-intensive vs. organic), and intermediate and continuity situations. The highly-intensive management would be a priori greatly conditioned by the specific climatic, ecological, soil and other factors in *Estepa*, but the existence of two farms (about 15 ha) with this treatment in the region led us to consider that this type of management will be taken up by some farmers in the near future. Nevertheless, with the aim of being realistic, we restricted the transitions to more intensive

Table 2 Annual production, sale price of olive oil and annual costs for the different types of management considered. Values taken from (AEMO 2012), (POOLred 2017) and information from *Estepa* based on Caballero (personal communication, May 22, 2018)

	Integrated	Intensive	Highly-intensive	Ecological
Production (kg/ha)*	3500	5000	10,000	3500
Sale price of olive oil (€/l)	2.64	2.00	1.58	4.49
Costs (€/ha)	1785	1894	2366	1057

*One l of olive oil is obtained from 5.26 kg of olives. 19% yield crop (Caballero, personal communication, May 22, 2018)

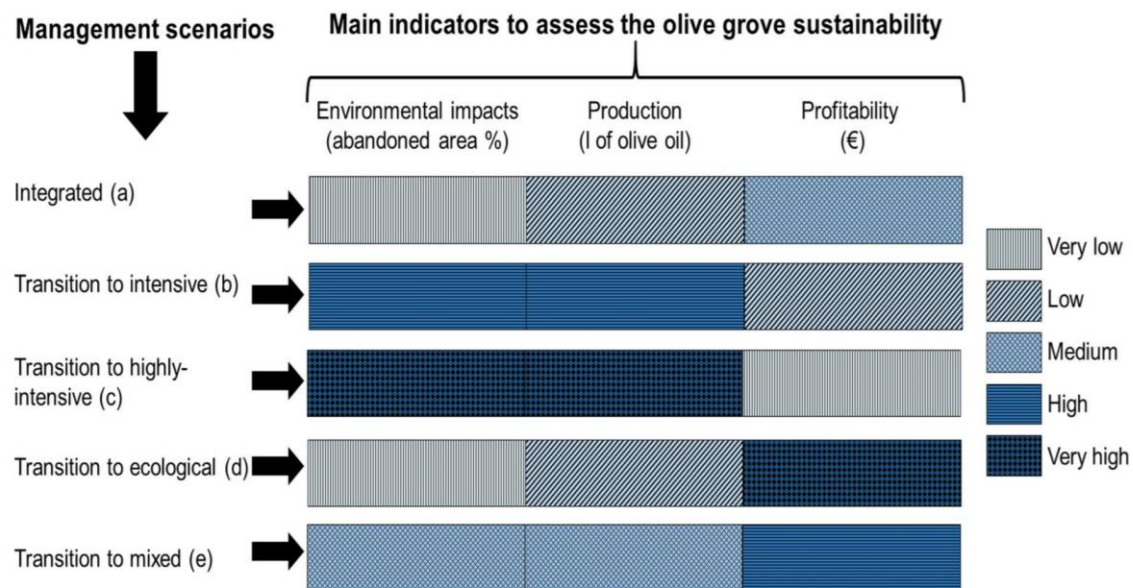


Fig. 3 Graphic representation of the proposed scenarios showing their qualitative implications around the three main indicators to assess the sustainability of the olive groves: (1) environmental impacts; (2) production; and (3) profitability

management to adequate areas (with null or slight erosion).

Results

Dynamic simulation for different scenarios of spatial land planning

Accelerated soil erosion as an environmental constraint

Dynamic analysis regarding the evolution of olive groves according to these erosion situations, maintaining the current ('business as usual') integrated olive management, showed a tendency towards early abandonment of those crops with severe erosion (approximately 135 years after the start of the simulation; Fig. 4a). There is no expectation of abandonment of the lands with any other level of erosion in a reasonably longer period and thus, the continuity of agricultural practices can be considered viable in those plots in the long term. The figures of integrated management in the transition scenarios (Fig. 4b1, c1, d1, e1) only show small differences depending on whether restrictions are applied to the transformation

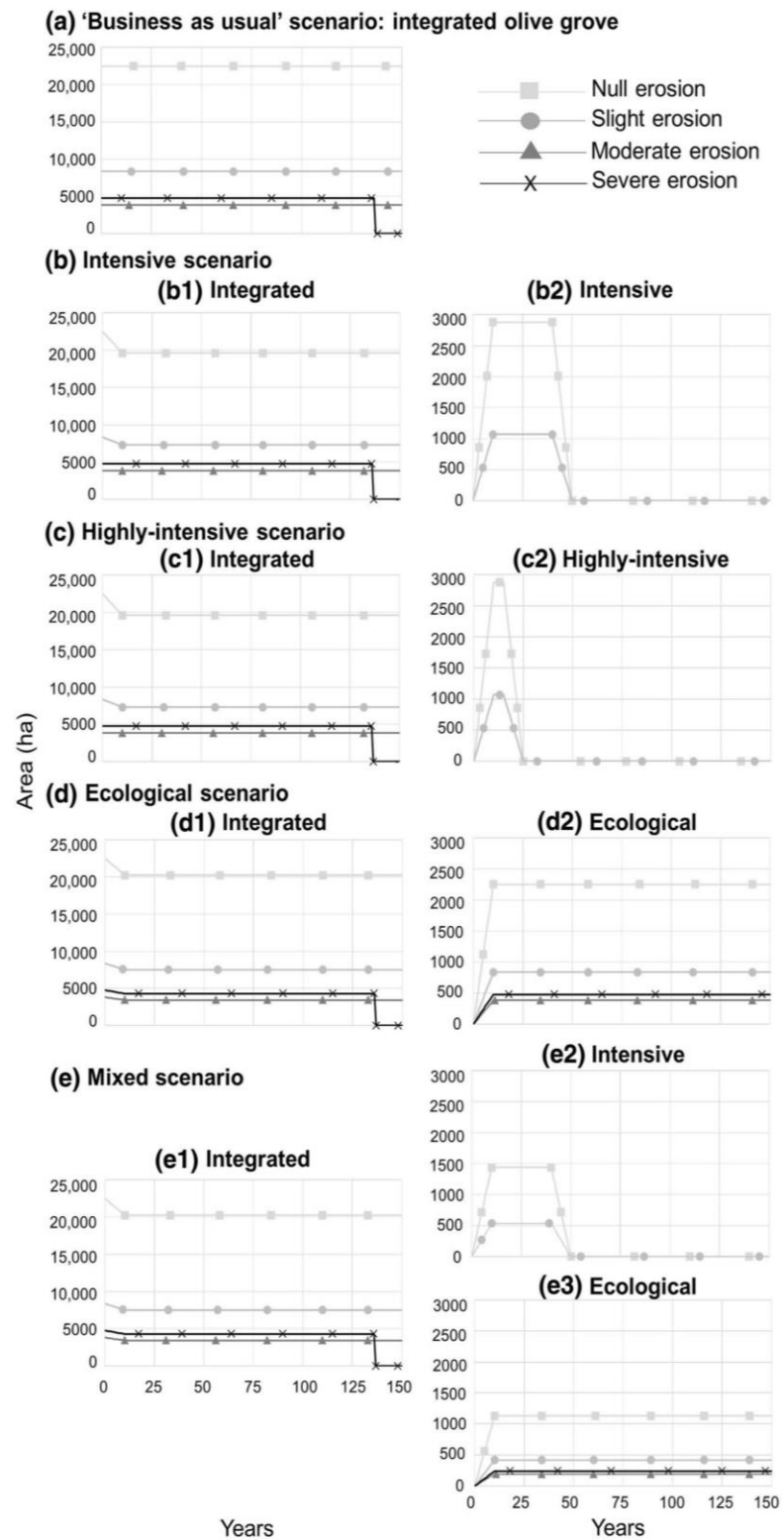
of lands with higher levels of erosion, according to the assumptions of each scenario.

Results regarding the transition scenarios towards intensive and highly-intensive management practices, showed a tendency towards the complete abandonment of the agricultural system in a relatively short term (50 and 25 years, respectively; Fig. 4b2, c2), according to the assumptions made and the information currently available about the system. The loss of productive lands based on the useful life of the crops (which integrates the combination of impacts and biological, physical and economic factors that compromise the viability of these crops) under these types of management would be the main cause of abandonment.

The partial transition scenario towards a greater presence of ecological crops, unlike the case of integrated management, shows that the severe eroded areas are not lost within the time simulated, based on better soil protection under ecological management (Fig. 4d2).

Finally, we observed the dynamics for the mixed-management scenarios that spatially combine the integrated crops with a lower proportion of intensive (Fig. 4e2) and ecological management (Fig. 4e3). That is, we proposed spatial planning based on

Fig. 4 Different scenarios of the evolution of the olive groves considering their different levels of soil erosion. 'Business as usual' scenario (a); partial transition scenarios towards intensification practices, including intensive (b) and highly-intensive (c) management; ecological management (d); and a mixed scenario (e) that combines integrated management (e1) with intensive (e2) and ecological (e3) management. The different patterned lines represent the erosion levels: null; slight; moderate and severe



patterns of mixed management (i.e. agricultural mosaic with different types of management).

Land abandonment, production and profitability

We evaluated the level of crop abandonment, as an environmental indicator, for the different scenarios of management (Fig. 5a). In addition, the production (Fig. 5b), along with the benefits for each scenario, was also analysed. The benefits were valued in two different situations: a) without considering the subsidies of the CAP received by farmers and b) considering these subsidies (Fig. 5c1, c2).

Specifically, Fig. 5a shows that the ecological and integrated management of olive groves led to a lower rate of abandonment (11 and 12% of the total area

occupied by olive groves, respectively) while intensive management would force a greater proportion of farmers (22% of the olive-growing area) to abandon their farms due to a lack of productivity of their plots. Therefore, scenarios with more environmentally friendly management of olive groves would allow a greater persistence of these plantations in the long term. A scenario in which integrated and organic management approaches were mostly combined presented a somewhat lower abandonment rate than intensive management but higher than exclusive integrated or ecological management (17% of abandoned or feral lands).

The annual production analysis of the scenarios showed that the scenarios with higher production over time are those of ecological and integrated management

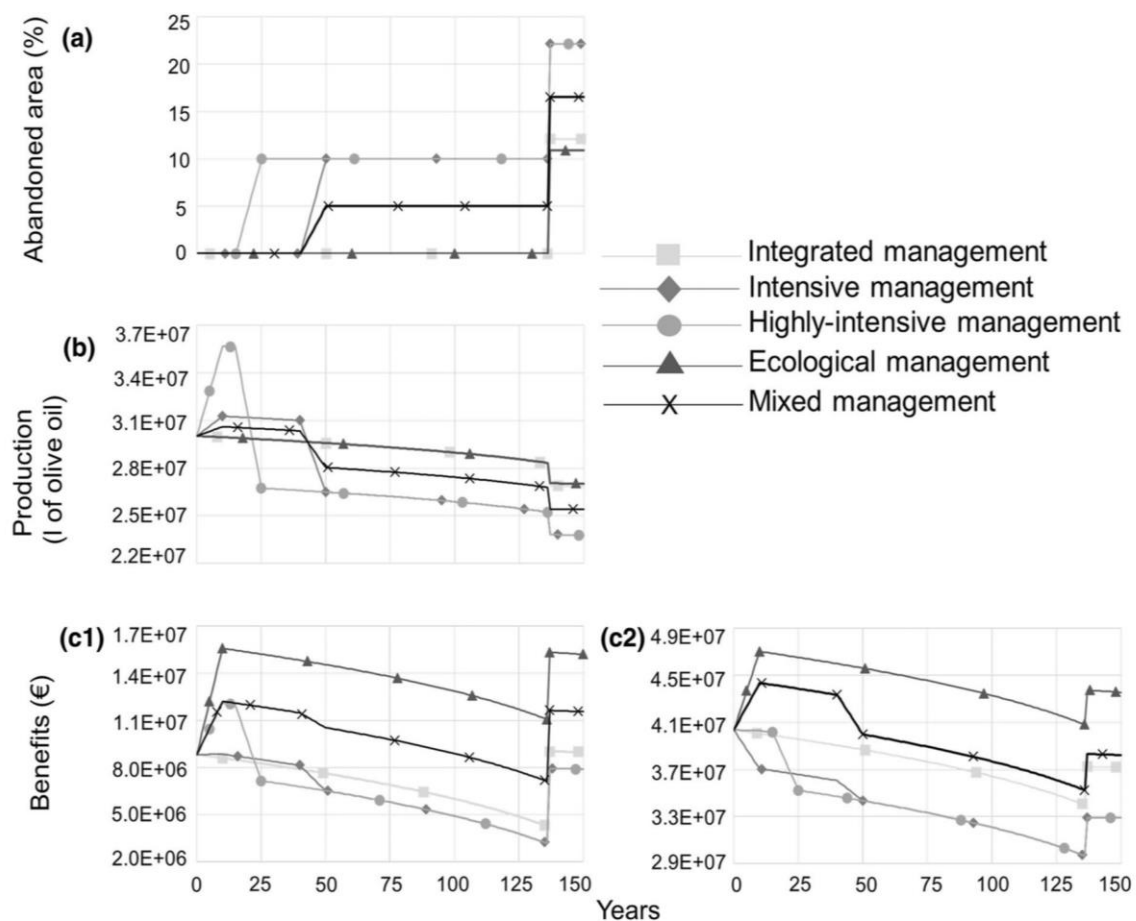


Fig. 5 Total abandoned lands (a), olive oil production (b) and benefits with and without subsidies of the Common Agricultural Policy (c1 and c2, respectively). The different patterned lines represent scenarios based on integrated management; transition

to intensive management; transition to highly-intensive management; transition to ecological management and proposed mixed management scenario

(around 27 M l of olive oil; Fig. 5b). The final production level of the mixed management scenario is intermediate (25 M l of olive oil). It is possible to appreciate the presence of a higher productivity level at the beginning of the simulation for the intensification scenarios, highlighting the presence of an early peak of maximum production with highly-intensive management. However, this becomes transitory due to the rapid loss of arable land and biological limitations under this management approach, leading to, in general terms, a progressive decrease in production over time until values lower than the rest of the scenarios are reached (approximately, 24 M l of olive oil). Regarding the economic dimension, it is interesting to evaluate the economic performance without incorporating the subsidies of the CAP, since the support of this source is a recurrent uncertainty each time it has to be renewed. Figure 5c1 shows that, without CAP subsidies, the intensification scenarios reach the lowest levels of benefit in the medium term, progressively approaching non-profit thresholds as erosion decreases productivity and compromises the sustainability of highly eroded areas. On the contrary, the scenario with ecological management shows the highest viability, followed by the mixed scenario. When incorporating these subsidies into the model, the ranking order of profitability for the different types of olive management does not change, and the relative contribution to the benefits of early increased productions of more intensive olive groves becomes even less remarkable (Fig. 5c2).

Finally, it can be seen, from the data on production, as well as economic benefits accumulated throughout the simulation time (Table 3), that in both terms, the scenarios corresponding to the intensification practices are the most unprofitable in the long term. Additionally, the scenario with ecological management, even with a production level equal to that of the integrated crop, reaches the highest profitability because of the better price of organic olive oil, whereas the mixed exploitation strategy remains at an intermediate level.

Discussion

Environmental constraints

The direct effect of erosion (technically, accelerated soil erosion due to agricultural practices) is the

reduction in, or even lack of, crop yields. In severe cases, this would be irreversible, having an important economic impact. In terms of production, based on statistics from (FAO 1995) and Lal (2001) estimated a loss of more than 10% of world food production due to soil erosion. In economic terms, the estimation of the total cost of soil erosion was US\$45 billion year⁻¹ at the European level (Montanarella 2007), and US\$5–66 ha⁻¹ year⁻¹ in a case study in Spain (Hein 2007). The results in *Estepa* showed that olive grove production and the benefits for farmers were highly affected by accelerated soil erosion. Our results showed that, for integrated and intensive scenarios, a loss of 12–22% of arable land can lead to economic losses of about €5–6 M. As a result of this production/economic impact, farmers in many cases abandon their exploitations or intensify their farming practices. Several studies have shown that in arable lands, soil erosion is aggravated by both abandonment and intensification (in many cases associated with irrigation in sloping areas) (García-Ruiz and Lana-Renault 2011). However, in the case of *Estepa*, where agricultural land uses are predominant, the abandonment of lands with severe problems of erosion would probably be beneficial to certain regulating ES, such as carbon sequestration and soil formation or retention. In olive crops, it has been estimated that appropriate agricultural practices enhance soil retention and especially carbon sequestration (Mohamad et al. 2016). In addition, in unharvested feral plantations, a high diversity of wildlife (especially birds and pollinators) and the persistence of their landscape structure (Beaufoy 2001) has been observed.

Colacicco et al. (1989) estimated that the on-farm cost of soil erosion was half of the off-site costs. This fact implies that on-site costs (i.e. farm scale) affect the production units directly, provisioning-economic and cultural ES essentially, while off-site costs (i.e. regional and global scales) have an impact on the environment, economy and society, mainly affecting regulating and provisioning ES. Considering these impacts, the importance of conserving the agronomic productivity of agricultural lands is vital for food security and economic viability. Additionally, a pressing problem for the SEL of olive groves, which deserves increasing attention, is the effect and possible consequences of climate change for these landscapes. The Mediterranean region, where 95% of the olive groves are concentrated, will be particularly affected

Table 3 Accumulated production and benefits, without and with CAP's subsidies, throughout the simulation time for the different management types considered

	Integrated	Intensive	Highly-intensive	Ecological	Mixed
Accumulated production (l of olive oil)	4.37E+09	4.10E+09	4.05E+09	4.37E+09	4.23E+09
Accumulated benefits without CAP (€)	1.07E+09	9.62E+08	9.78E+08	2.05E+09	1.51E+09
Accumulated benefits with CAP (€)	5.65E+09	5.08E+09	5.09E+09	6.64E+09	5.95E+09

by the expected climate changes, and the rising temperature will cause a northward and eastward shift of the suitable area for olive trees (Ferrise et al. 2013). Specifically in Andalusia, some effects predicted due to the expected future climate change are the advance by several weeks in the flowering of the olive tree (Galán et al. 2005); a loss of the altitudinal gradient and the main expanse of olive groves fragmented into smaller patches (Ropero et al. 2018); and a significant reduction in precipitation along with an increase in potential evapotranspiration at the end of the century, affecting olive tree yield (Gómez et al. 2014b).

Possible management scenarios

A scenario based on a continuation of integrated olive grove management at a farm scale in the *Estepa* region, showed that a moderate proportion of olive crops would be abandoned. This abandonment of the agricultural areas is based on the increased risk of erosion altering the fertility of soil and crop yield and farmer profitability. This problem is very frequent in the Andalusian olive groves (Fleskens and Stroosnijder 2007), but in *Estepa* the current rate of land abandonment is relatively low (Rescia et al. 2017). The existence of farming practices in integrated management contributes to a reduction in the magnitude of erosion processes (Zuazo and Pleguezuelo 2009). Farmers carry out treatments (pruning and cutting) to olive trees providing organic matter to the fertile edaphic horizon and branches and leaves to protect the soil. Additionally, they often use live (natural or implanted) and even inert ground covers to mitigate soil erosion. In the transition scenario to a more agroecological olive-growing treatment, the extent of abandoned areas is similar to the integrated management scenario. The main objective of ecological management is to obtain high-quality food promoting sustainable agricultural development. This sustainability implies, as in integrated management, the maintenance of a natural or implanted ground

cover and strict controls to avoid the use of agrochemicals (Egea and Pérez 2016). The integrated and ecological scenario options, to the extent that 12% of long-term land abandonment was acceptable, could be considered sustainable and viable in *Estepa*. The scenarios proposed for both integrated and ecological options would have similar long-term abandonment rates and be more sustainable than intensive management options.

The abandonment rates in the intensive and highly-intensive scenarios were higher. These management options require high energy inputs (agro-chemicals, labour and machinery), which have serious environmental repercussions in the landscape such as accelerated soil erosion, and diffuse atmospheric and terrestrial pollution (Francia Martínez et al. 2006). The process of agricultural intensification in Europe has led to a spatial simplification of agricultural landscapes accompanied by a loss of biodiversity and a reduction in the ability of ecosystems to provide goods and services (Flohre et al. 2011). For example, as Tilman et al. (2002) highlighted, the application of fertilisers and pesticides increases nutrients and toxins in groundwater and surface waters affecting regulating and cultural ES (water purification, fisheries, recreational values and aquatic habitats). The effects on regulating ES related to aquatic aspects tend to be more severe in the Mediterranean region, with mainly poor soils and high levels of hydric stress, particularly in the olive groves. In fact, the intensification of olive groves grants greater importance to the productive level of the farm than to the environmental repercussions of land management and thus, soil protection practices are not the norm (Flohre et al. 2011).

In the proposed mixed management scenario, presenting landscape-scale management based on the spatial combination of different treatments, the proportion of feral lands in the long term is intermediate between the more ecological and more intensive options. On the other hand, it allows the maintenance of an acceptable production level, which is a logical

objective of farmers (Caballero, personal communication, May 22, 2018). This type of management could meet the latest greening trends in the CAP—one of the major drivers in farming practices in Europe—to gradually favour farmers with subsidies that are subject to a certain type of spatial planning associated with environmentally-friendly forms of farming management. In fact, as shown in our model, the inclusion of the CAP subsidies increases the economic profitability of olive groves in the long term, with the scenario of ecological management standing out as the most profitable due to the high sale price of organic oil on the market (see also Palese et al. 2013). Specifically, in *Estepa*, the land spatial planning combining different types of management would allow a balance between production and environmental impacts and, thus, economic returns for farmers as well as ecological benefits. Previous studies (Rescia et al. 2017) demonstrated the importance of environmental subsidies supported by the CAP in the profitability of olive grove landscapes. However, it would be advisable for these subsidies to be more specific, that is, oriented towards organic management and focused on the delivery of ES (Guerra et al. 2016). In this way, farmers would have economic incentives to appraise the transformation of their farms and increase their profits, and at the SEL scale, society would perceive a wider spectrum of ES.

Conclusions and policy options

Our results predict that the highest rate (22%) of abandonment by farmers would occur with intensive management, with the rate being almost half of those using ecological or integrated management (11–12%), and 17% if these two types of management are combined. We estimate a loss of productive lands and benefits in the short and medium term in the more intensive crops, and we find the maximum economic return for ecological management, which could even be complemented monetarily by environmental subsidies such as those for landscape stewardship and payments for ES. These initiatives could contribute to the persistence of olive groves and their associated ES in *Estepa*, considering that scenarios partially incorporating ecological management have been shown to be more sustainable without economic subsidies. The proposed scenario, which combines different

strategies of management, could allow a sound economic and environmental balance and the payment of environmental subsidies would allow the conservation of biodiversity in the unharvested abandoned areas contributing to the provision, especially, of regulating ES, harmonizing agricultural production and nature conservation, and consolidating the olive grove as a multi-services landscape. Finally, we suggest that future studies should consider the predicted effects of climate change for the development of more resilient conservation and sustainable policies for production, assuming the unmanageable and unreliable uncertainty of the predicted climate changes.

The conclusions derived from this study should not be interpreted as categorical arguments, as they constitute only the result of logically organising and making operational the available knowledge on olive grove agro-systems. The model developed should be regarded as an initial approximation of a useful tool for making deductions and predictions, and establishing a basis for a management design oriented towards olive tree sustainability in the Andalusia region. This model would be more reliable with more comprehensive studies and with improved information generated by the deeper interaction between experts and stakeholders anticipated in the near future.

Acknowledgements Authors thank to Dr. Moisés Caballero, Secretary of the *Estepa* Denomination of Origin, for his advice and for facilitating the preparation of this investigation and to M. A. Rodríguez Sousa for her comments and suggestions on the first drafts of the manuscript. We also thank to a native English speaking for correcting the grammar, punctuation, spelling, and overall style of the English. Antonio Rodríguez-Sousa is a PhD student supported through a scholarship from the University Complutense of Madrid. Support for this study was provided by the research project of the National Plan of the Government of Spain (AGL2012-36537-EXTERSIAL II-PI: Sanz-Cañada).

References

- AEMO (Asociación Española de Municipios del Olivo/Spanish Association of Municipalities of Olive groves) (2012) Aproximación a los costes del cultivo del olivo. Cuaderno de conclusiones del seminario AEMO. Córdoba, Spain. http://www.aemo.es/get.php?pathext=descargas/Estudio_2012.pdf. Accessed 12 Nov 2017
- Aguilera F, Valenzuela LR (2012) Microclimatic-induced fluctuations in the flower and pollen production rate of olive trees (*Olea europaea* L.). *Grana* 51(3):228–239

- Beaufoy G (2001) EU Policies for Olive Farming: Unsustainable on All Counts. WWF, BirdLife International. Brussels, Belgium. <https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/olivefarming.pdf>. Accessed 28 Nov 2017
- BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin) (2011) Ley 5/2011, de 6 de octubre, del olivar de Andalucía. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2011/205/1>. Accessed 05 Nov 2018
- BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin) (2015) Plan Director del Olivar Andaluz Decreto 103/2015. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2015/54/BOJA15-054-00410.pdf>. Accessed 31 Dec 2017
- Colacicco D, Osborn T, Alt K (1989) Economic damage from soil erosion. *J Soil Water Conserv* 44(1):35–39
- Connor DJ, Gómez-del-Campo M, Rousseaux MC, Searles PS (2014) Structure, management and productivity of hedgerow olive orchards: a review. *Sci Hortic-Amsterdam* 169:71–93
- Cumming GS, Olsson P, Chapin FS, Holling CS (2013) Resilience, experimentation, and scale mismatches in socio-ecological landscapes. *Landscape Ecol* 28:1139–1150
- D'Imperio M, Mannina L, Capitani D, Bidet O, Rossi E, Bucarelli FM, Quaglia GB, Segre A (2007) NMR and statistical study of olive oils from Lazio: a geographical, ecological and agronomic characterization. *Food Chem* 105(3):1256–1267
- Diodato N (2006) Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. *Environmentalist* 26(1):63–70
- Duarte F, Jones N, Fleskens L (2008) Traditional olive orchards on sloping land: sustainability or abandonment? *J Environ Manage* 89(2):86–98
- Egea P, Pérez LP (2016) Sustainability and multifunctionality of protected designations of origin of olive oil in Spain. *Land Use Policy* 58:264–275
- EUROSTAT (European Statistics) (2017) <https://ec.europa.eu/eurostat>. Accessed 12 Jan 2017
- FAO (Food and Agriculture Organization) (1995) Yearbook of production. FAO. Rome. <https://www.fao.org/docrep/017/v6800e/v6800e.pdf>. Accessed 14 Dec 2017
- Farina A (2000) The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *Bioscience* 50(4):313–320
- Ferguson L (2006) Trends in olive fruit handling previous to its industrial transformation. *Grasas Aceites* 57(1):9–15
- Ferrise R, Moriondo M, Trombi G, Miglietta F, Bindi M (2013) Climate change impacts on typical Mediterranean crops and evaluation of adaptation strategies to cope with. In: Navarra A, Tubiana L (eds) *Regional assessment of climate change in the Mediterranean*. Springer, Dordrecht, pp 49–70
- Fleskens L, Duarte F, Eicher I (2009) A conceptual framework for the assessment of multiple functions of agro-ecosystems: a case study of Trás-os-Montes olive groves. *J Rural Stud* 25:141–155
- Fleskens L, Stroosnijder L (2007) Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed? *Geoderma* 141(3):260–271
- Flohre A, Fischer C, Aavik T, Bengtsson J, Berendse F, Bommarco R, Ceryngier P, Clement LW, Dennis C, Eggers S, Emmerson M, Geiger F, Guerrero I, Hawro V, Inchausti P, Liira J, Morales MB, Oñate JJ, Pärt T, Weisser WW, Winqvist C, Thies C, Tschamntke T (2011) Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol Appl* 21(5):1772–1781
- Francia Martínez JR, Durán Zuazo VH, Martínez Raya A (2006) Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Sci Total Environ* 358:46–60
- Galán C, García-Mozo H, Vázquez L, Ruiz L, De La Guardia CD, Trigo MM (2005) Heat requirement for the onset of the *Olea europaea* L. pollen season in several sites in Andalusia and the effect of the expected future climate change. *Int J Biometeorol* 49(3):184–188
- García-Ruiz JM, Lana-Renault N (2011) Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region—A review. *Agr Ecosyst Environ* 140(3–4):317–338
- Gisbert Blanquer JM, Ibañez Asensio S, Moreno Ramón H (2012) El factor K de la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE). Universitat Politècnica de València, España. <http://hdl.handle.net/10251/16850>. Accessed 7 Nov 2018
- Gómez JA, Battany M, Renschler CS, Fereres E (2003) Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use Manage* 19(2):127–134
- Gómez JA, Giráldez JV (2010) In: Gómez Calero, J. A. (Ed.), *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía. Sevilla, España. Accessed 01 July 2018
- Gómez JA, Infante-Amate J, De Molina MG, Vanwalleghe T, Taguas EV, Lorite I (2014a) Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture* 4(2):170–198
- Gómez JA, Rodríguez-Carretero MT, Lorite IJ, Fereres E (2014b) Modeling to evaluate and manage climate change effects on water use in Mediterranean olive orchards with respect to cover crops and tillage management. *Pract Appl Agric Syst Models Optim Use Ltd Water (practicalapplic)*. <https://doi.org/10.2134/advagricsystmodel5.c10>
- Gómez-Calero JA (2010) *Olivar Sostenible: prácticas para una producción sostenible de olivar en Andalucía*. Instituto de Agricultura Sostenible, Centro Superior de Investigaciones Científicas. Córdoba, España. https://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/BPA_VF_Jan2010.pdf. Accessed 08 Nov 2017
- González E (2003) La importancia de la conservación del suelo frente a la erosión. *Vida Rural* 169:22–24
- Guerra CA, Metzger MJ, Maes J, Pinto-Correia T (2016) Policy impacts on regulating ecosystem services: looking at the implications of 60 years of landscape change on soil erosion prevention in a Mediterranean silvo-pastoral system. *Landscape Ecol* 31(2):271–290
- Hein L (2007) Assessing the costs of land degradation: a case study for the Puentes catchment, southeast Spain. *Land Degrad Dev* 18(6):631–642

- Helson O, Beaucour AL, Eslami J, Noumowe A, Gotteland P (2017) Physical and mechanical properties of soilcrete mixtures: soil clay content and formulation parameters. *Constr Build Mater* 131:775–783
- Huang J, Tichit M, Poulot M, Darly S, Li S, Petit C, Aubry C (2015) Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *J Environ Manage* 149:138–147
- ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza/National Institute for Nature Conservation) (1991) Plan Nacional de lucha contra la erosión. Ministerio de Agricultura Pesca y alimentación. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx. Madrid, Spain. Accessed 15 Jan 2018
- INE (Instituto Nacional de Estadística/Spanish Statistical Office) (2014) Agriculture and environment. Spain. <https://www.ine.es>. Accessed 17 Dec 2014
- INE (Instituto Nacional de Estadística/Spanish Statistical Office) (2018) Economy. Spain. <https://www.ine.es>. Accessed 05 Dec 2018
- Lal R (2001) Soil degradation by erosion. *Land Degrad Develop* 12(6):519–539
- López-Pintor A, Sanz-Cañada J, Salas E, Rescia AJ (2018) Assessment of agri-environmental externalities in Spanish socio-ecological landscapes of olive groves. *Sustainability* 10(8):2640
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis Report. Washington, DC: Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Accessed 12 Dec 2017
- Mann S, Wüstemann H (2008) Multifunctionality and a new focus on externalities. *J Socio-Econ* 37(1):293–307
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of Agriculture and Fisheries, Food and Environment) (2017) Aceite de olive y aceituna de mesa. Spain. <http://www.mapama.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/aceite-oliva-y-aceituna-mesa/>. Accessed 08 Jan 2018
- Matthews R, Selman P (2006) Landscape as a focus for integrating human and environmental processes. *J Agric Econ* 57:199–212
- Mohamad RS, Verrastro V, Al Bitar L, Roma R, Moretti M, Al Chami Z (2016) Effect of different agricultural practices on carbon emission and carbon stock in organic and conventional olive systems. *Soil Res* 54(2):173–181
- Montanarella L (2007) Climate and land degradation. In: Sivakumar MVKN, Ndiangui N (eds) *Trends in land degradation in Europe*. Springer, Berlin, pp 83–104
- Moreira-Madueño JM (1991) Capacidad de uso y erosión de suelos. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía. Junta de Andalucía/Agencia del Medio Ambiente, Sevilla
- O'Farrell PJ, Anderson PM (2010) Sustainable multifunctional landscapes: a review to implementation. *Curr Opin Env Sust* 2(1–2):59–65
- Oleoestepa (2018). <https://www.oleoestepa.com>. Accessed 12 Nov 2018
- Palese AM, Pergola M, Favia M, Xiloyannis C, Celano G (2013) A sustainable model for the management of olive orchards located in semi-arid marginal areas: some remarks and indications for policy makers. *Environ Sci Policy* 27:81–90
- Peterson GD, Cumming GS, Carpenter SR (2003) Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conserv Biol* 17(2):358–366
- POOLred (Price Information System in Cash Market Origin Olive Oil) (2017). <https://www.poolred.com/>. Accessed 21 Jan 2018
- Rescia AJ, Ortega M (2018) Quantitative evaluation of the spatial resilience to the B. oleae pest in olive grove socio-ecological landscapes at different scales. *Ecol Indic* 84:820–827
- Rescia AJ, Sanz-Cañada J, Del Bosque-González I (2017) A new mechanism based on landscape diversity for funding farmer subsidies. *Agron Sustain Dev* 37(2):9
- Reyers B, O'Farrell PJ, Nel JL, Wilson K (2012) Expanding the conservation toolbox: conservation planning of multifunctional landscapes. *Landscape Ecol* 27(8):1121–1134
- Rodríguez-Entrena M, Arriaza M, Gómez-Limón JA (2014) Determining economic and social factors in the adoption of cover crops under mower control in olive groves. *Agroecol Sust Food* 38(1):69–91
- Ropero RF, Rumí R, Aguilera PA (2018) Bayesian networks for evaluating climate change influence in olive crops in Andalusia. *Nat Resour Model, Spain*. <https://doi.org/10.1111/nrm.12169>
- Sánchez Escobar F (2015) Sistemas complejos: una aplicación para el análisis de los balances energéticos y económicos en el agrosistema de olivar de Estepa. Doctoral Dissertation, Universidad de Sevilla, Spain
- SEISnet (Spanish Soil Information System) (2018). <http://evenor-tech.com/banco/seisnet/seisnet.htm>. Accessed 28 May 2018
- STELLA (2010). STELLA 9.1.4. Dynamic System Software. Isee System Inc. <https://www.iseesystems.com/store/products/stella-online.aspx>. Accessed 29 Dec 2017
- Termorshuizen JW, Opdam P (2009) Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecol* 24(8):1037–1052
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418(6898):671
- Torres-Miralles M, Grammatikopoulou I, Rescia AJ (2017) Employing contingent and inferred valuation methods to evaluate the conservation of olive groves and associated ecosystem services in Andalusia (Spain). *Ecosyst Serv* 26:258–269
- Wischmeier WH, Smith DD (1960) A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Transactions 7th int. Congr. Soil Sci. 1*: 418–425. Record number: 19621901607
- Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. Agriculture Handbook No. 537. USDA/Science and Education Administration, US. Govt. Printing Office, Washington, DC. p. 58. <http://nalcd.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>
- Zaccarelli N, Petrosillo I, Zurlini G, Riitters KH (2008) Source/sink patterns of disturbance and cross-scale mismatches in a panarchy of social-ecological landscapes. *Ecol Soc* 13(1):26

Zuazo VHD, Pleguezuelo CRR (2009) Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. In: Lichtfouse E, Navarrete M, Debaeke P, Véronique S, Alberola C (eds) Sustainable agriculture. Springer, Dordrecht, pp 785–812

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Article title: *Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain)*

Journal: *Landscape Ecology: S.I. Landscape and Ecosystem Services*

Antonio Alberto Rodríguez Sousa^{1,*} • Jesús M Barandica Fernández¹ • Javier Sanz-Cañada² • Alejandro J. Rescia Perazzo¹

¹ Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución: Unidad Docente de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid. C/ José Antonio Novais 12, 28040 Madrid, Spain

² Institute of Economics, Geography and Demography (IEGD), Spanish National Research Council (CSIC). C/ de Albasanz 26, 28037 Madrid, Spain

* Corresponding Author: antonr05@ucm.es

Electronic Supplementary Material (ESM): Online Resource 1 – Simulation model

For the elaboration of the simulation model that made it possible to show the current situation of the *Estepa* olive grove and to make future projections based on different designed scenarios, a graphical interface based on Forrester diagrams was applied. The software STELLA version 9.1.4 ® was used, which uses a graphical interface on which equations and parametric values are implemented to create the structure of complex systems (Fig. ESM1.1).

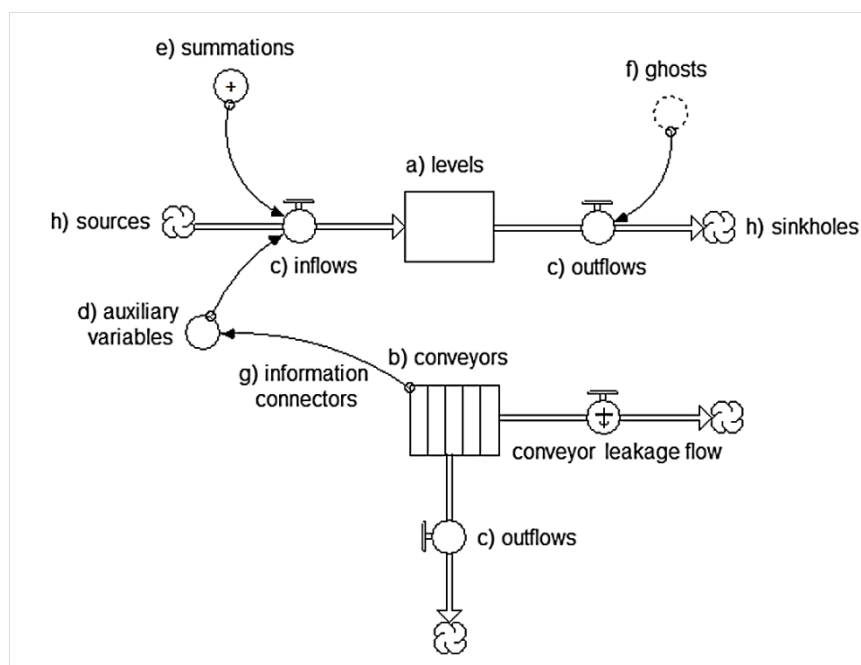


Fig. ESM1.1 Main components of the software STELLA 9.1.4 ® which is based on: a) levels: represent the elements of the system, state variables; b) conveyors: a particular type of level in which the quantities remain for a defined period, having a leakage flow for partial losses along that period; c) inflows/outflows to represent the transfer processes within the elements; d) auxiliary variables: contain values or functions; e) summations: a particular type of auxiliary variables that represents the addition of several components; f) ghosts: secondary instances of the same variable; g) information connectors to establish functional relationships between variables; and h) sources and sinkholes: elements outside of the system

With the elements described above (Fig. ESM1.1), we proceeded to the development of the mathematical model that allowed us to show the current situation of the Estepa olive grove and, from this situation, to make future projections of the different scenarios considered (Fig. ESM1.2).

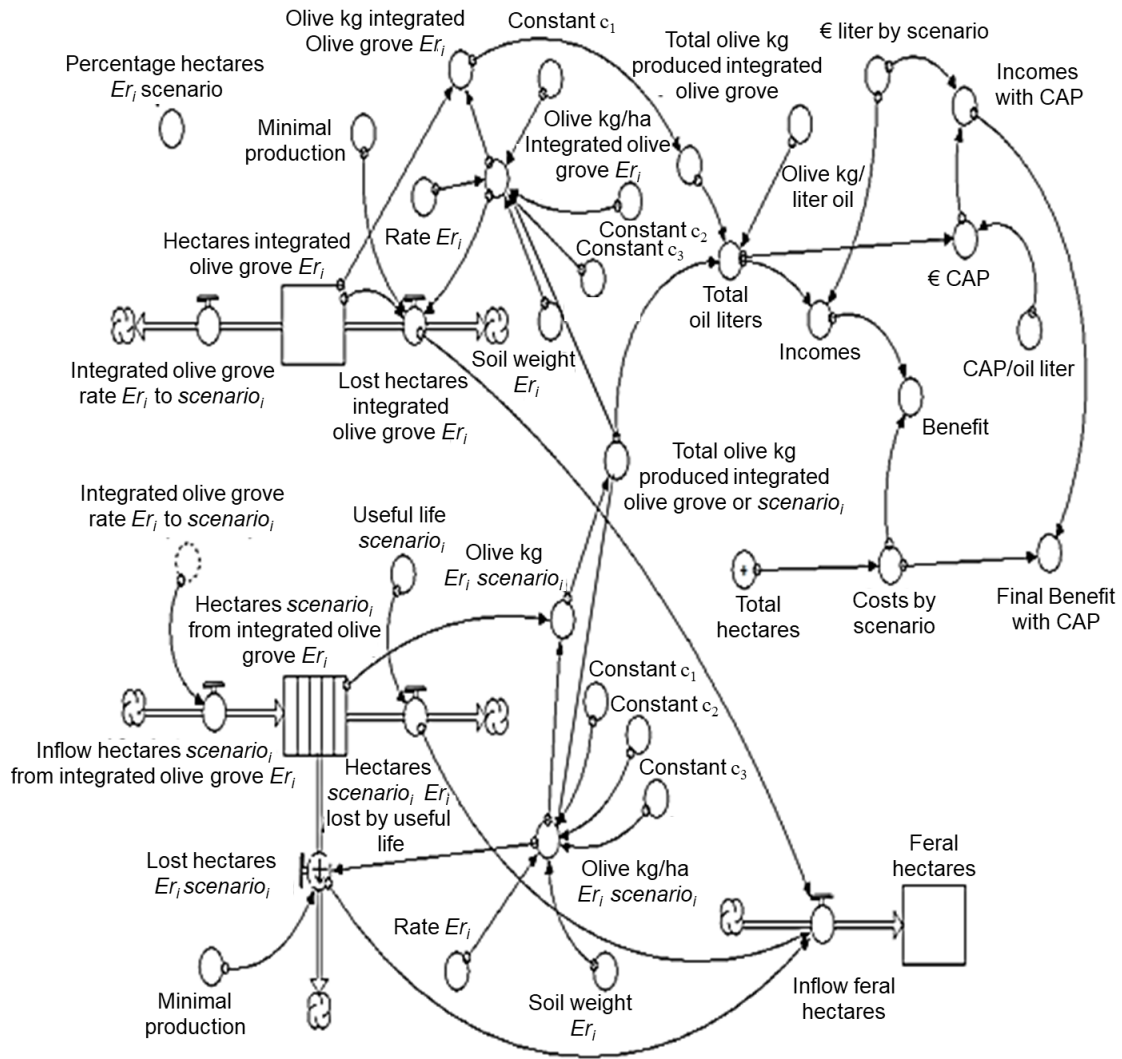


Fig. ESM1.2 Diagram of the model designed for the evaluation of the management of the *Estepa*'s olive grove and its future scenarios, which represents the dynamics of hectares for each level of erosion (ER_i), and production of the integrated olive grove scenario with the transition of hectares towards other crops ($scenario_i$). The model is completed with the economic module, which consists of operating costs, incomes and benefits, analysed with and without subsidies from the CAP

The initial number of hectares of olive grove (Initial hectares) was classified into categories (ER) in terms of its erosive state (i), which could be null, slight, moderate or severe, with all of them, except for null erosion, having an outflow representing the loss of productive hectares over time (Feral hectares) as long as its yield falls below the minimum threshold implemented in the model (Minimal production). This loss of fertile land has been implemented in the model through a conditional function:

$$\text{IF Olive kg/ha integrated olive grove } ER_i < \text{Minimal production THEN Hectares integrated olive grove } ER_i * 1 \text{ ELSE } 0 \quad (1)$$

where, variable *Olive kg/ha integrated olive grove ER_i*: the production per hectare in kilograms of olives in hectares of the category *i*; *Minimal production*: the threshold below which exploitation is not profitable; and *Hectares integrated olive grove ER_i*: the amount of hectares of olive groves in each erosive category *i*.

In parallel, the decrease in production due to soil erosion was implemented graphically by means of an output flow at each erosive level of hectares (*ER_i*) according to the following equation:

$$\text{Olive kg/ha integrated olive grove ER}_i = \text{Total olive kg produced integrated olive grove or scenario}_i \cdot (c_1 + c_2 + \ln(W_i - ER_i \cdot t) + c_3 \cdot (\ln(W_i - ER_i \cdot t))^2) \quad (2)$$

where, *Olive kg/ ha integrated olive grove ER_i*: production of integrated management in all situations of erosion rates *ER_i* at time *t* (t ha⁻¹); *c₁*, *c₂* and *c₃*: site specific constants depending on the average rainfall and soil type, being 0.7388; -0.3471; and 0.0401 respectively; *Total olive kg produced integrated olive grove or scenario_i*: production of integrated management or any other management *i* (t ha⁻¹); *W_i*: soil weight of the erosive category *i*; *ER_i*: soil loss rate of the erosive category *i*; *t*: simulation time in years.

With the production per hectare and the number of hectares per category *i*, the olive production (kg of olives) was calculated for each erosive level of hectares (*ER_i*), obtaining the final production of the farm by adding the productions by category. From this parameter, the litres of oil produced were obtained, calculating the income from the crop. On the other hand, with the number of hectares cultivated the annual expenses of the crop were calculated, ultimately calculating the benefits of the exploitation.

On the other hand, the generation of scenarios in the simulation model, transition flows were used for each erosive level identified on the integrated olive grove situation (*Integrated olive grove rate ER_i to scenario_i*), which will determine the change from one type of management to another, *i. e.* transformed lands, according to the planned scenario (*Inflow hectares scenario_i from integrated olive grove ER_i*). This was implemented through a temporarily scheduled function such that the transition of lands was carried out uniformly over 10 years:

$$\text{IF TIME} \leq 10 \text{ THEN Integrated olive grove rate ER}_i \text{ to scenario}_i \text{ ELSE } 0 \quad (3)$$

where *TIME* ≤ 10: the transition time of hectares from one management typology to another; *Integrated olive grove rate ER_i to scenario_i*: the number of integrated olive groves, within their degree of erosion *ER_i*, which are transformed to another type of crop.

It should be noted that, in the generation of scenarios made in the manuscript, while for ecological management scenario, hectares from all erosive states were transferred, for intensive or highly-intensive management scenarios, only hectares from null or slight erosion levels were transferred. This assumption was made to obtain a more realistic model in which plots with a moderate or severe erosive state would not be harmed by introducing agrarian management with high environmental impacts like intensification practices.

The hectares of the new management typology, whether intensive or highly-intensive crops, presented transition times corresponding to their useful life, at the end of which the complete abandonment of the crop is assumed, implemented by a flow of loss of hectares (*Hectares scenario_i ER_i*), in addition to again

presenting for all scenarios the loss of hectares due to the fall of production due to erosion (*Lost hectares* ER_i *scenario*_{*i*}). Finally, the production of olives and olive oil of the analysed scenario is calculated again, incorporating it into the values of the basic integrated grove scenario to calculate the economic parameters of the model. Finally, it should be noted that all the feral hectares were collected on their own level (*Feral hectares*).

ANEXO 2

Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia A (2019)
Ecological and economic sustainability in olive groves
with different irrigation management and levels of
erosion: a case study. Sustainability 11(17):4681.

<https://doi.org/10.3390/su11174681>



Article

Ecological and Economic Sustainability in Olive Groves with Different Irrigation Management and Levels of Erosion: A Case Study

Antonio Alberto Rodríguez Sousa ^{*}, Jesús M. Barandica and Alejandro Rescia

Department of Biodiversity, Ecology and Evolution (BEE), Teaching Unit of Ecology (UDECO), Faculty of Biological Sciences, Complutense University of Madrid, 28040 Madrid, Spain

* Correspondence: antonr05@ucm.es; Tel.: +34-91-394-50-85

Received: 28 July 2019; Accepted: 21 August 2019; Published: 28 August 2019



Abstract: In the last 50 years, both the agricultural labour force and irrigated land area have increased almost eightfold in Spain. The main objective of irrigation, in the short term, is to increase agricultural production. However, in the long term, the environmental externalities of irrigation and its direct relationship with soil erosion processes are more uncertain and still poorly studied. In this study, in an olive-growing region of Andalusia, Spain, the variation of several soil parameters related to irrigation and erosion levels was analysed. The results showed that irrigation, while increasing the productive level of the olive groves, entails a progressive alteration of the soil, modifying physical aspects (greater compaction and humidity of the soil together with lower gravel content, porosity and soil weight) and chemical aspects (reduction of the organic matter of the soil and the content of nitrates) that can aggravate the consequences of the erosive processes. In the long term, the productive benefit attributed to irrigation could be unsustainable from an ecological and, consequently, economic point of view. In addition, the lack of sustainability of olive irrigation agroecosystems could be exacerbated by the future restrictive impacts of climate change on water resources in Mediterranean environments. This situation demands spatial planning and alternative management based on soil conservation and rational and efficient forms of irrigation to ensure the sustainability of olive groves and their economic viability.

Keywords: Common Agricultural Policy; deficit irrigation; economic-productive viability; physical-chemical soil characterisation

1. Introduction

Olive grove landscapes form socioecological systems characteristic of Mediterranean environments [1,2]. They are particularly representative in Spain, covering more than 2.5 M ha [3]. In Andalusia, these olive grove landscapes, with an area of 1.5 M ha, form a multifunctional system making an essential contribution of ecosystem services to society, highlighting the production of olives and olive oil. During the last five growing seasons (2012/2013–2016/2017), the region produced an average of 1.19 M t year⁻¹ of olive oil [4–6]. In addition, as with many agricultural matrix landscapes with a heterogeneity of habitats and ecotones, olive groves have been shown to serve as reservoirs of biodiversity [7,8].

The enforcement of the Common Agricultural Policy (CAP) in the European Union in 1962 led some traditional farming systems (mountain farming and agroforestry systems) to collapse due to their lack of adaptation to the new regulations (levels and forms of production). These systems were based on the optimisation of the use of natural resources and were adapted to local climatic and geomorphological conditions, but their production levels were relatively low, and they were

not competitive with the environmental and sanitary standards established by the CAP or market prices [9]. Faced with this situation, farmers' decisions showed two opposing trends: abandoning their lands in the face of declining economic benefits or intensifying (i.e., increasing or introducing) the use of synthetic agrochemical herbicides, pesticides or fertilisers; generating higher plant density and adopting technological improvements [10]. Both intensification and abandonment of farming systems can have undesirable environmental and socioeconomic consequences. On the one hand, agricultural intensification improves productivity (increasing economic benefits) but is generally accompanied by environmental damage [11], such as soil erosion [12–14] and spatial homogenisation (expansion of monocultures), which affects biodiversity [15]. On the other hand, the abandonment of agricultural activities leads to a total loss of profitability and the degradation of social stability [16], while at the same time causing the accumulation of biomass (scrubbing) fuel by ecological succession (passive restoration), increasing the risk of wildfires [17].

Olive grove agroecosystems have traditionally formed agricultural landscapes [18], as they are adapted to Mediterranean climates where periods of summer drought and water stress are inherent to their dynamics [19]. However, in the last 50 years, the expansion of irrigation to these agroecosystems has increased for merely productive purposes [20,21]. Irrigated olive groves in Andalusia have grown from 5% to about 35% of the total agricultural area [22,23]. Despite the resistance of olive trees to drought, irrigation is important to ensure adequate yields in years with little rainfall in order to reduce the variability of yields from year to year because of the alternate bearing and to increase olive oil production. Despite the high delivery efficiency of some irrigation systems (i.e., drip irrigation), there is high risk of water overuse. This, in turn, could impact the demand for water for human consumption in certain basins associated with large extensions of intensive olive groves and exacerbate soil erosion [24]. Specifically, the average values of soil loss were $19 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in the 1950s but are highly variable at present, ranging from 23 to $184 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ [25,26]. To reduce erosion and prevent soil degradation or contamination, various conservation techniques, such as vegetation cover or terracing, are applied. However, a soil water balance adapted to the needs of the farming system is also important and could be achieved by increasing water infiltration, avoiding soil compaction and evaporation. In addition, to achieve this balance, it is essential to apply the appropriate irrigation system.

The impacts of the intensification of management highlight the need for policies/strategies designed ad hoc for olive grove agricultural landscapes with the objective of promoting the adequate conservation of the soil, maximising the viability of these agricultural systems and delaying the advance of erosive processes and their consequences [27–29]. Although several factors and management practices other than irrigation can have multiple consequences on the soil environment (i.e., agriculture mechanisation), there are few studies that quantify the consequences of erosion associated with irrigation on the soil and its impact on long-term economic profitability. Considering the restrictions that climate change will impose on the availability of water resources in the near future [30,31], and with the biophysical system serving as the foundation on which any agroecosystem is based [32], it is urgent to study the relationship between erosion, irrigation and profitability in the agricultural landscapes of olive groves. Thus, the objectives of this work, using a case study of an olive-growing region in Andalusia, were (a) to characterise the soils of the studied region considering different erosive levels and olive-growing management systems and (b) to compare, by means of medium- and long-term time projections for different erosive levels, the possible productive and economic consequences for irrigated and rainfed olive groves [33]. The use of time simulation models is a useful and valid tool to explore the uncertainty about the future consequences that may result due to the factors considered in this study (erosion, production and irrigation). Finally, the sustainability of the olive grove landscapes was evaluated based on the soil properties and profitability analysed.

2. Material and Methods

2.1. Study Area

The study area was in the olive-growing region of *Estepa*, in the province of Seville (Andalusia, southern Spain), corresponding to the Protected Designation of Origin (PDO) of the same name (Figure 1).

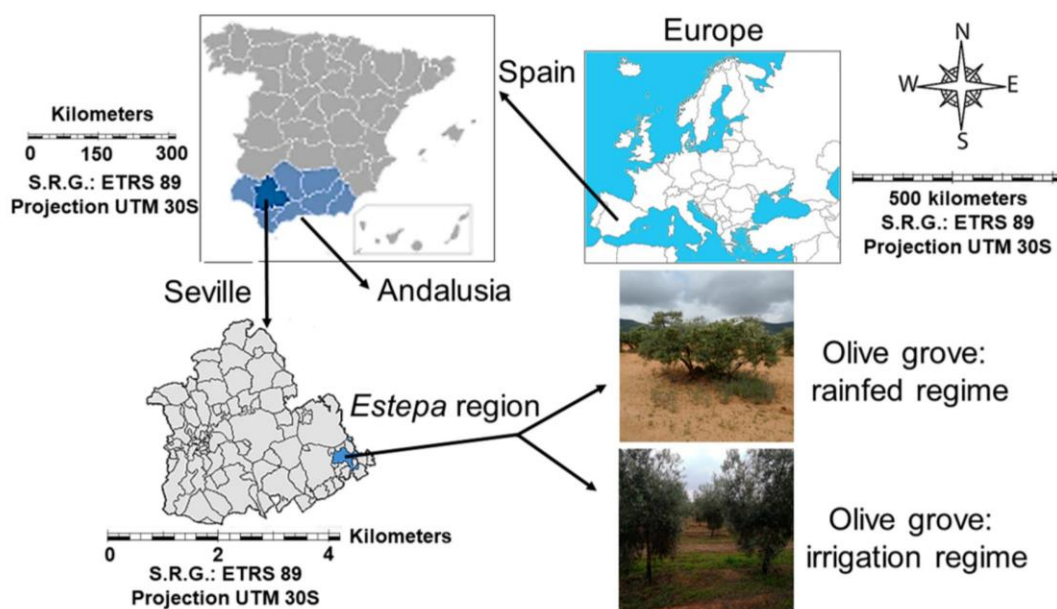


Figure 1. Geographical location of the region of *Estepa* in Andalusia, province of Seville, Spain, Europe. The images correspond to the different integrated olive grove management approaches in the study area. The maps were georeferenced according to the Universal Transverse Mercator (UTM) system, under the geodesic datum ETRS89 (European Terrestrial Reference System 1989), specifically projecting the 30S grid, in which the study area is framed.

This region has 40,000 ha of olive groves along with another 20,000 ha which includes other agricultural land uses and relicts of vegetation [34,35]. The olive groves are located between 200 and 800 masl, under a temperate Mediterranean climate with an average temperature of 17.5 °C and an annual rainfall of 477 mm [36]. The soils of this region have a variable depth, between 30 and 150 cm, with a predominantly limestone substrate of alkaline pH (values between 7.2 and 8.2) [36,37]. Most of the soil texture is silty, with olive groves on *Albariza* soils and calcareous materials [34]. The olive groves of this region are managed, for the most part, in a certified integrated manner, with a plantation density ranging from 100 to 500 trees ha⁻¹ and allowing the use of chemically synthesised fertilisers regulated by the Technical Control Agencies (ATC). While most olive groves are cultivated under a rainfed regime (around 90%), deficit-type irrigation (only in times of water stress and with an average endowment of 1500 cm³) has been implemented in the remaining 10% [18,36,38].

2.2. Experimental Design and Sample Processing

Stratified sampling was performed according to the erosion levels estimated from the Universal Soil Loss Equation (USLE) and the USLE-Revised USLE (RUSLE) Model (1) [39,40]:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

where A is annual soil losses, R is rain erosivity, K is soil erodibility, LS is the length and grade of the slope of the territory, C is the ground cover and P is agricultural conservation practices.

For the estimation of the erosion levels, the cadastral cartography of the Andalusia Government [41], the Spanish Land Occupancy Information System [42] and bibliographic information were used [43,44]. Specifically, factors R and LS of the USLE-RUSLE model were calibrated from specific bibliographic information for the study area [45,46]. Soil erodibility was calibrated experimentally according to criteria from Gisbert Blanquer et al. [47]. Factor C was calibrated for *Estepa* according to criteria from Gómez et al. (2003) [27]. Thereby, factor C varies with the type of management depending on tree density (considered low in integrated management), canopy diameter (taking an average value for the integrated olive grove of 2.5 m radius) and with the extent (width) of ground covers (applying partial coverages in the study area). Finally, factor P was considered to be 1 for all erosion situations, as it was assumed that all plots are subject to tillage practices and none are subject to specific mechanical or soil manipulation erosion control practices [45,46], regardless of ground cover as an agronomic measure considered in factor C .

In short, Table 1 shows the parameters of the USLE-RUSLE model adapted and calibrated for the *Estepa* region according to criteria from Rodríguez Sousa et al. [2]:

Table 1. Classification of the olive groves of *Estepa* in erosive levels according to the Universal Soil Loss Equation-Revised Universal Soil Loss Equation (USLE-RUSLE) model. The factor LS is also expressed as a percentage; C and P are dimensionless.

Erosive Level	Olive Grove Area in ha (%)	Factors					A (t ha ⁻¹ y ⁻¹)
		R	K	LS	C	P	
		(J ha ⁻¹)	(Mg J ⁻¹)				
Null	22,494 (57.00)	109.7	0.82	0.00 (0%)	0.16	1	
Slight	8366 (21.20)	109.7	0.89	0.18 (3%)	0.16	1	2.81
Moderate	3828 (9.70)	109.7	0.56	0.70 (7%)	0.16	1	6.88
Severe	4775 (12.10)	109.7	0.95	2.20 (15%)	0.16	1	36.68

Of the total 3828 ha with moderate erosion, 1755.90 ha have deficit irrigation, while of the total 4775 ha with severe erosion, 2190.34 ha are under deficit irrigation [18]. In general, olive groves are rainfed, especially in Andalusia (almost 80%). The expansion of irrigation in recent decades had a greater incidence, in many cases, in those olive groves in more marginal environmental situations (high slopes and eroded or shallow soils). Consequently, in traditional olive groves in flat areas, such as *Estepa*, rainfed management tended to be maintained, with few exceptions in more restrictive areas. It is therefore uncommon to find olive groves under irrigation in areas with slight or no erosion and, in *Estepa*, these are not present. Thus, considering four levels of erosion in rainfed and two levels of erosion in irrigated olive groves, six treatments were obtained. Considering accessibility and the public character of the lands with olive groves, four plots were randomly sampled within each erosion level and management type (with or without irrigation), obtaining a sample size of $n = 24$ plots (Figure 2).

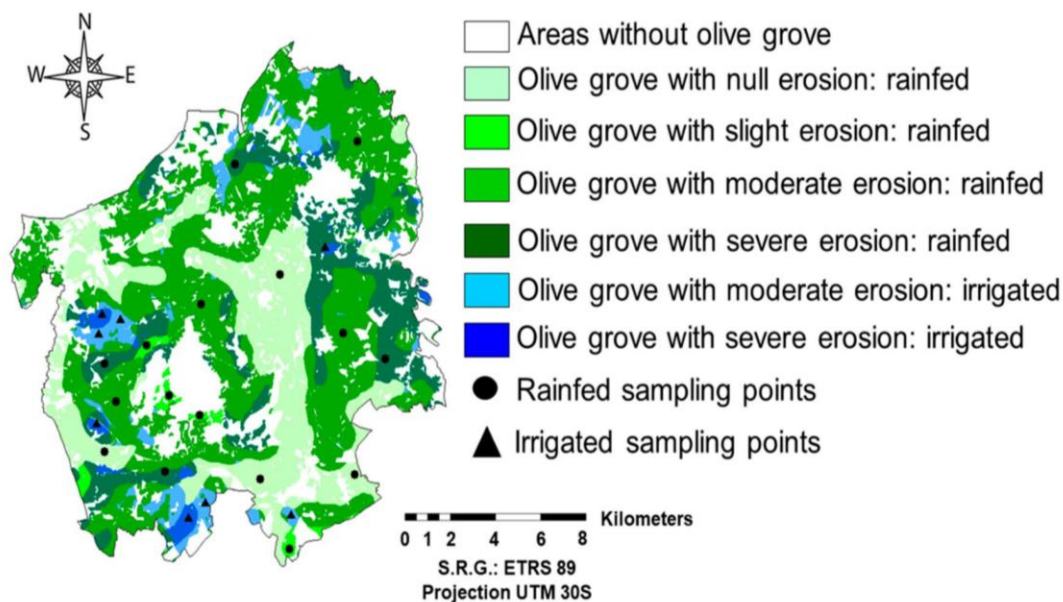


Figure 2. Map of the region of *Estepa*, which shows the olive-growing territory classified according to its erosion and rainfed or deficit irrigation regimes. Sampling points are also shown on olive groves belonging to the different erosive levels (null, slight, moderate and severe).

In each sampled olive grove, a transect of 1 km in length was established in which three soil samples were taken equidistantly using a core of fixed weight and volume (112.40 gr and 141.372 cm³, respectively). The soil samples used to calculate the physical–chemical parameters studied were dried at 105 °C for 24 h. Table 2 shows the most relevant parameters, their usefulness and the method of obtaining them.

Table 2. Soil physical–chemical parameters analysed, indicating corresponding units, abbreviations, their usefulness as indicators and the procedure followed to calculate them (equations and methodology).

Parameters (units)	Abbreviations	Usefulness	Equations and Methodology
Gravel (%)	G	Soil structural indicators	Sample sieving [48,49]
Sands (%)	Sands	Soil textural indicators. USDA criteria (sands: 2 mm to 50 µm; silts: 50–2 µm; clays: <2 µm)	Bouyoucos densitometer [48,50]
Silts (%)	Silts		
Clays (%)	Clays		
Porosity (%)	Porosity	Total amount of soil pores	$Volume\ sample - Volume\ dry\ soil = Volume\ pores;$ $\% Porosity = (Volume\ pores \times Volume\ sample^{-1}) \times 100$ [49]
Moisture (%)	Moisture	Amount of soil pores with water (Porosity – Moisture = Aeration)	$Weight\ sample + Water - Weight\ dry\ soil = Weight\ water;$ % Moisture = $(Weight\ water \times Weight\ sample + Water^{-1}) \times 100$ [49]
Soil weight (t ha ^{−1})	W	Amount of soil per unit area	$Weight = 100 \times height \times Apparent\ density$ [43]
pH (—)	pH	Indicator of acidity or basicity of soil	Direct estimation [51]
Organic matter (%)	OM	Soil fertility indicator	$OM = 1.724 [Carbon];$ indirect calculation through the estimation, by colourimetry, of edaphic carbon (%) [52]
Phosphatase (µmol p-nitrophenol gr ^{−1} h ^{−1})	Phosphatase	Transformation from organic phosphorus to phosphates (primary plant nutrient)	Colourimetry [53,54]
Nitrates (ppm)	Nitrates	Diffuse soil contamination indicator	Colourimetry [55–57]
Texture (—)	Texture	Soil textural classification	Textures triangle [58]

2.3. Productive and Economic Data of the Olive Grove

From the surveys carried out with the farmers and owners of the sampled olive groves ($n = 24$), production and economic information was obtained referring to the last two years (2017–2018), considering as data the average of these years. Among other information, data about crop yields (olive oil production) linked to plantation density, selling price of the olive oil, economic incomes with or without subsidies received and production costs were collected.

With the average values from these data, long-term projections (150 years) were made on the productive level and the degree of economic profitability per hectare of an olive grove according to its erosive level and management type (rainfed or irrigated). For this purpose, an experimentally calibrated equation [2,26] was used from the samples carried out and bibliographic sources [36,37], assuming a decrease in productivity over time due to the negative effect of Erosion (2):

$$Production(t) = P_i \times (c_1 + c_2 \times \ln(W_j - Er_j \times t) + c_3 \times (\ln(W_j - Er_j \times t))^2) \quad (2)$$

where $Production(t)$ is the production of each management i at time t ($t \text{ ha}^{-1}$); c_1 , c_2 and c_3 are specific constants of the study area dependent on annual precipitation and soil type, being 0.7388, -0.3471 and 0.0401 , respectively; P_i is the initial production ($t = 0$) of management i ($t \text{ ha}^{-1}$); W_j is the weight of soil corresponding to the erosive level j ; Er_j is the erosion rate proper to the erosive level j ; and t is the simulation time.

Personal survey data were used to calibrate the productivity model and make temporary projections of the economic and productive profitability of each type of agricultural management. The following assumptions were made, which were considered permanent throughout the simulated period: (a) the olive grove is currently eligible for CAP subsidies under any type of management [23]; (b) the average production from the extraction of 1 L of olive oil from olives varies annually between 18% and 21% [38], with an average production of 19% being taken as general data for the study region [59]; and (c) it was assumed an average production in the integrated olive grove between 1500 and 4000 kg olives ha^{-1} , along with the abandonment of the farming system when production is below that threshold [22]. Production and profitability data (with or without CAP subsidies) accumulated per hectare were also calculated according to their erosive level and management type.

2.4. Statistical Analysis

To verify the differences of the soil parameters at different erosive levels and the management applied (rainfed or irrigation) in the olive groves, the assumptions of normality and homoscedasticity of the samples were tested using the Shapiro–Wilk and Levene’s tests, respectively. Firstly, the possible existence of collinearity between the multiple parameters collected was tested using a principal component analysis (PCA), and the most relevant parameters to analyse the relationship between erosion levels and irrigation management were selected (see Table 2). Secondly, the possible existence of interactions between the two factors of the study (i.e., management and erosive levels) was tested to prove the existence of possible significant differences for the dependent variables (i.e., soil parameters) between equivalent erosive levels in the management types analysed (i.e., moderate and severe erosion in rainfed and irrigated olive groves) through the application of an ANOVA. For those variables that did not comply with the requirements of normality or homoscedasticity, a nonparametric Kruskal–Wallis test was employed. In addition, following the same methodology, possible differences between the considered erosion levels for each dependent variable were determined. To determine possible differences between the treatments for each dependent variable, a Tukey post hoc test for normal and homoscedastic variables or a Tamhane test for non-normal variables was carried out. The differences in production and profitability (with or without CAP subsidies) accumulated per hectare according to their erosive level and management type were tested applying a mean differences test. All statistical analyses were carried out with RStudio software [60,61], using the car library and the agricolae, dplyr and PMCMRplus packages [62,63], considering a level of significance of $\alpha = 0.05$ in all analyses.

3. Results

All soil parameters analysed by PCA showed strong collinearity (determining value < 0.001) and all parameters showed a normal distribution and homoscedastic behaviour, except for the soil gravel content (G) and moisture. The interactions between olive-growing management and erosion were highly significant ($p < 0.001$ ***) for all dependent variables, thus leading to a separate analysis of both factors.

3.1. Soil Characterisation of the Olive Grove

3.1.1. Soil Characteristics and Water Management Regimes Considering Coincident Levels of Erosion

Table 3 shows the main results regarding the descriptive statistics and significant differences for the physical soil parameters analysed in the coincident erosive levels (i.e., moderate and severe) in rainfed and irrigated olive groves in the *Estepa* region.

Significant differences were found in the gravel content and moisture of the soil. Irrigated olive crops presented greater soil moisture (36.79%) than rainfed crops. In turn, decreases of up to 90.81% in the gravel content and 4.85% in the soil pores were observed in the irrigated olive groves, resulting in a more compacted soil. Irrigation did not significantly affect the finest soil particles and, therefore, their overall texture.

Table 3. Mean values (\bar{x}) and standard deviation (SD) of the physical soil parameters measured in the olive groves sampled for the different water management regimes, also including the estimation of soil texture. p -values ($p < 0.05$ *: significant value; $p < 0.01$ **: very significant value; $p < 0.001$ ***: highly significant value). G: gravel; W: soil weight.

Management	Rainfed	Irrigation	p -Value
	$\bar{x} \pm \text{SD}$	$\bar{x} \pm \text{SD}$	
G (%)	1.96 ± 1.87	0.18 ± 0.18	0.030 *
Sands (%)	55.85 ± 13.42	61.67 ± 4.12	0.261
Silts (%)	25.74 ± 6.17	22.57 ± 5.71	0.304
Clays (%)	18.40 ± 7.25	15.76 ± 1.60	0.332
Porosity (%)	59.93 ± 3.68	57.02 ± 1.71	0.085
Moisture (%)	23.83 ± 6.54	37.70 ± 4.78	< 0.001 ***
W (t ha^{-1})	$11,207.14 \pm 2133.96$	9695.78 ± 1580.05	0.130
Texture	sandy loam	sandy loam	—

Table 4 shows the results for the chemical soil parameters analysed.

Table 4. Mean values (\bar{x}) and standard deviation (SD) of the soil chemical parameters measured in the olive groves sampled for the different water management regimes. p -values ($p < 0.05$ *: significant value; $p < 0.01$ **: very significant value; $p < 0.001$ ***: highly significant value). OM: organic matter.

Management	Rainfed	Irrigation	p -Value
	$\bar{x} \pm \text{SD}$	$\bar{x} \pm \text{SD}$	
pH	8.04 ± 0.15	8.00 ± 0.17	0.671
OM (%)	1.96 ± 0.61	1.57 ± 0.55	0.196
Phosphatase ($\mu\text{mol p-nitrophenol gr}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0.47 ± 0.07	0.46 ± 0.07	0.890
Nitrates (ppm)	4.72 ± 0.30	6.03 ± 0.51	< 0.001 ***

Irrigation significantly influenced the concentration of nitrates in soils, increasing their concentration by 21.72%. At the same time, it resulted in a 19.90% decrease in organic matter but did not significantly affect the other chemical parameters considered.

3.1.2. Soil Characteristics and Water Management Regimes Considering All Levels of Erosion

Table 5 shows the soil physical parameters for the different erosive levels in each management type of the olive groves sampled. There were highly significant differences for each dependent variable (i.e., physical parameters) in at least one of the evaluated treatments (i.e., levels of erosion) ($p < 0.001$ *** from the ANOVA and Kruskal–Wallis test). For each level evaluated in each variable, the results of the post hoc analysis through the realisation of a homogeneous subset matrix between the sampled treatments (i.e., null, slight, moderate and severe erosion under rainfed management, and moderate and severe erosion under irrigation) are represented. Two levels present different group classifications only when the results of the post hoc test suggested the existence of significant differences ($p < 0.05$ *).

For the granulometric variables, a decrease in the gravel content of the soil was detected (particles between 2 mm and 6 cm) as the level of erosion increased, with this loss of gravel being more pronounced in irrigated olive groves. In this sense, rainfed plots with severe erosion together with plots with moderate and severe erosion with irrigation formed a single statistical group differentiated from the rest of the plots due to their low gravel content.

The estimated texture, closely linked to the limestone content characteristic of the study area, corresponded to soils of medium-fine texture with good water retention. Thus, the soil of *Estepa* was predominantly loamy, combined mostly with sands or silts, for all erosion levels and the two types of management, with significant differences between all treatments for sand and silt content. However, the irrigated olive groves showed a higher clay content in cases of moderate erosion but not in those of severe erosion.

Regarding the porosity, in the rainfed olive groves, this parameter decreased by about 12% as the level of erosion increased. In the case of irrigated olive groves, this decrease was even more accentuated: 2.33% and 7.39% in olive agroecosystems with moderate and severe erosion, respectively. As expected, soil moisture was significantly higher in irrigated plots (up to 65.53% more in moderate erosion plots and 53.13% in severe erosion plots). Groups with significant differences in porosity and moisture were established according to different levels of erosion (increasing with the degree of erosion), maximising these differences in irrigated olive groves. Ultimately, in rainfed plots, net losses of soil weight of up to 41.04% were reached, increasing this loss with irrigation; 15.13% in olive groves with moderate erosion and 11.17% with severe erosion. The slight, moderate and severe erosion levels in the rainfed management cases together with the level of severe erosion under irrigation did not show significant differences for the weight of the soil per unit area.

Table 6 shows the chemical parameters, indirectly indicating fertility, enzymatic activity and soil contamination, and classification results obtained by means of a Tukey post hoc test. A decrease in pH was observed (almost 8%) as the degree of erosion increased, while in the irrigated olive groves, slightly lower values were observed in the coinciding erosion levels, that is, moderate and severe erosion (0.24% and 0.63%, respectively). These two erosive levels formed a differentiated group with respect to rainfed management. For the parameter organic matter, lower values were detected in olive groves with high erosion (decreases of up to 62.43%). In irrigated cases, a decrease of 18.11% was detected in olive groves with moderate erosion and 23.74% in those with severe erosion, with significant differences observed for all treatments.

Table 5. Mean values (\bar{x}) and standard deviation (SD) of the physical soil parameters measured in the olive groves sampled for the different levels of erosion and water management regimes, also including the estimation of soil texture. The superindexes, a–f, indicate the classification groups generated in the post hoc tests to establish similar categories. G: gravel; W: soil weight.

Management	Rainfed				Irrigation	
Erosive Level	Null ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Slight ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Moderate ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Severe ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Moderate ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Severe ($\bar{x} \pm \text{SD}$)
G (%)	11.28 \pm 0.42 ^a	7.25 \pm 0.04 ^b	3.71 \pm 0.06 ^c	0.22 \pm 0.01 ^d	0.36 \pm 0.02 ^d	0.00 \pm 0.00 ^d
Sands (%)	36.18 \pm 0.19 ^a	61.51 \pm 0.09 ^b	43.29 \pm 0.08 ^c	68.41 \pm 0.05 ^d	65.52 \pm 0.11 ^e	57.82 \pm 0.06 ^f
Silts (%)	52.41 \pm 0.02 ^a	24.05 \pm 0.10 ^b	31.52 \pm 0.03 ^c	19.97 \pm 0.02 ^d	17.23 \pm 0.01 ^e	27.91 \pm 0.04 ^f
Clays (%)	11.41 \pm 0.17 ^a	14.44 \pm 0.01 ^b	25.18 \pm 0.09 ^c	11.62 \pm 0.07 ^a	17.25 \pm 0.12 ^d	14.27 \pm 0.02 ^b
Porosity (%)	68.33 \pm 0.77 ^a	62.58 \pm 0.03 ^b	60.04 \pm 0.81 ^c	59.83 \pm 0.06 ^d	58.64 \pm 0.01 ^e	55.41 \pm 0.06 ^f
Moisture (%)	35.10 \pm 0.35 ^a	31.03 \pm 0.02 ^b	25.30 \pm 0.06 ^c	22.38 \pm 0.01 ^d	41.12 \pm 0.26 ^e	34.27 \pm 0.04 ^f
W (t ha ^{−1})	15,728.70 \pm 541.60 ^a	13,921.60 \pm 112.75 ^b	13,140.00 \pm 315.71 ^b	9272.80 \pm 266.18 ^c	11,151.78 \pm 150.46 ^d	8236.80 \pm 136.81 ^c
Texture	silty loam	sandy loam	loam	sandy loam	sandy loam	sandy loam

Table 6. Mean values (\bar{x}) and standard deviation (SD) of the soil chemical parameters measured in the olive groves sampled for the different levels of erosion and water management regimes. The superindexes, a–f, indicate the classification groups generated in the post hoc tests to establish similar categories. OM: organic matter.

Management	Rainfed				Irrigation	
Erosive Level	Null ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Slight ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Moderate ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Severe ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Moderate ($\bar{x} \pm \text{SD}$)	Severe ($\bar{x} \pm \text{SD}$)
pH	8.55 \pm 0.03 ^a	8.27 \pm 0.01 ^b	8.18 \pm 0.01 ^c	7.90 \pm 0.02 ^d	8.16 \pm 0.02 ^c	7.85 \pm 0.01 ^d
OM (%)	3.70 \pm 0.08 ^a	2.90 \pm 0.02 ^b	2.54 \pm 0.02 ^c	1.39 \pm 0.01 ^d	2.08 \pm 0.02 ^e	1.06 \pm 0.03 ^f
Phosphatase (μmol p-nitrophenol gr ^{−1} h ^{−1})	0.26 \pm 0.01 ^a	0.46 \pm 0.02 ^b	0.41 \pm 0.01 ^b	0.53 \pm 0.02 ^c	0.40 \pm 0.01 ^b	0.53 \pm 0.01 ^c
Nitrates (ppm)	2.85 \pm 0.14 ^a	3.88 \pm 0.15 ^b	4.48 \pm 0.12 ^c	4.97 \pm 0.02 ^c	5.61 \pm 0.15 ^d	6.46 \pm 0.11 ^e

The enzyme phosphatase, which plays an essential role in the mineralisation of organic *P* and as an indicator of soil enzymatic activity, showed an increase of more than 100% between the lowest and highest levels of erosion. However, irrigation did not influence the presence of this enzyme, which was practically the same for comparable erosive levels. The concentration of nitrates, which are indicators of fertiliser use, increased directly with erosion levels up to almost 75% in rainfed olive groves. On the other hand, irrigation increased nitrate concentration by 25% and almost 30% in moderate and severe erosive levels, respectively.

3.2. Time Projection of Profitability in Rainfed and Irrigated Management

Table 7 shows the production and economic data obtained from surveys of farmers. These data correspond to each of the integrated management types considered: rainfed ($n = 16$) and deficit irrigation ($n = 8$). The responses of the farmers indicated that the decision to apply irrigation was related to the objective of increasing crop production, above any other consideration (for example, cost of implantation or related erosion problems).

Table 7. Economic and production data for rainfed and irrigated olive groves. PlantD (plantation density, trees ha⁻¹); production (kg olive ha⁻¹); tree production (kg olive tree⁻¹); selling price (€ kg olive); CAP (environmental subsidy received from the European Union through the Common Agricultural Policy, € ha⁻¹ year⁻¹) and costs (operating costs, including machinery, personnel and application of phytosanitary products, € ha⁻¹ year⁻¹).

Management	Rainfed			Irrigation		
	Maximum	Minimum	Mean	Maximum	Minimum	Mean
PlantD	199	100	150.00	499	200	350.00
Production	3499	2000	2749.50	4499	4000	4249.50
Tree production	17.58	20	18.33	9.01	20	12.14
Selling price	0.89	0.70	0.79	0.79	0.60	0.69
CAP	449	350	400.00	549	450	500.00
Costs	1499	1000	1249.50	2499	2000	2249.50

On average, the production of olive groves is considerably higher under irrigation, with an annual production of 4249.50 kg of olives ha⁻¹ (807.89 L of oil ha⁻¹), compared with 2749.50 kg of olives ha⁻¹ (522.72 L of oil ha⁻¹) produced under rainfed management. In the olive groves with higher production per hectare, the estimated average production per tree is lower than in plots with lower production. This is due to the higher density of plants present in the olive groves of high production per unit area, where the trees are smaller and, therefore, their productive level is lower. In economic terms, the annual benefit (difference between sales revenue and costs) of 1 ha with an irrigated olive grove was 682.65 € ha⁻¹, which increased to 1182.65 € ha⁻¹ when considering CAP subsidies. In the rainfed plots, an annual profit of 922.60 € ha⁻¹ was observed, increasing to 1322.60 € ha⁻¹ when including the CAP subsidies.

Figure 3 shows the time projection of production and benefits per hectare of rainfed and irrigated olive groves, considering their levels of erosion.

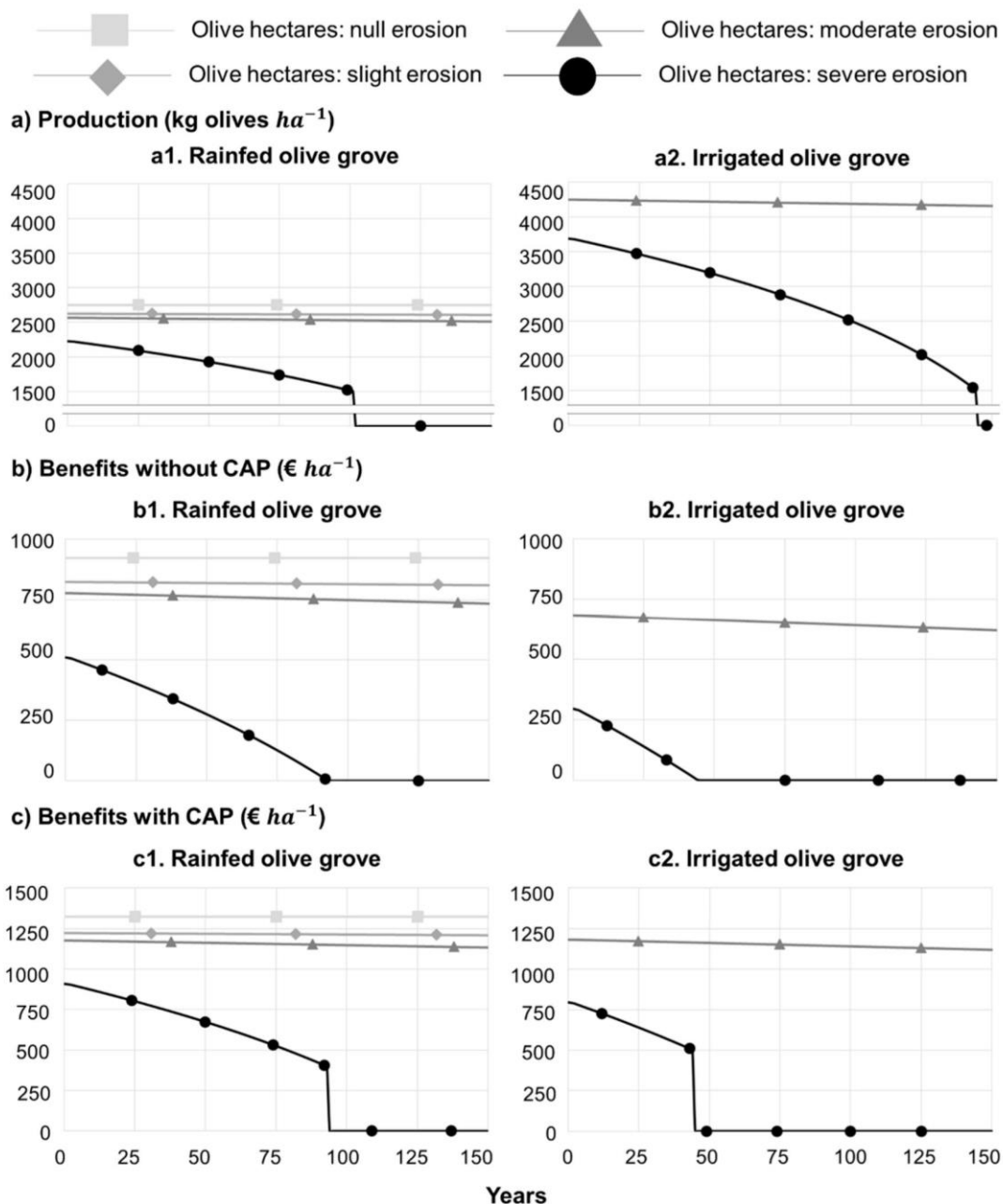


Figure 3. Production per hectare for each erosive level (a), in rainfed (a1) and irrigated (a2) management, and benefits without and with CAP subsidies (b and c, respectively) for each hectare of each erosive level in rainfed (b1,c1) and irrigated (b2,c2) management.

In the olive groves with null, slight and moderate erosion, under rainfed management, the production remained relatively constant (with a small decrease with slight and moderate erosion), between 3000 and 2500 kg of olives ha^{-1} year $^{-1}$ for the period considered (150 years). In the olive groves with moderate erosion, the production of irrigated olive groves was higher than that of unirrigated olive groves (4250 and 2565 kg of olives ha^{-1} year $^{-1}$, respectively), maintaining a slight decline during the simulation time. The olive groves with severe erosion showed better production in irrigated management compared with unirrigated groves (3700 and 2200 kg of olives ha^{-1} year $^{-1}$, respectively, in the first year of the period considered). However, in an interval of 100 years for rainfed olive groves

and 145 years for irrigated olive groves, those with severe erosion would be abandoned due to a decrease in productivity below 1500 kg of olives ha⁻¹ (following the criterion of Gómez-Calero [22]).

In economic terms, with moderate erosion, the profitability of an olive grove, either rainfed or irrigated, was close to 750 € ha⁻¹. In rainfed olive groves, the value was practically constant around this value during the study period, while in the case of irrigation, it fell from a value of 700 to around 600 € ha⁻¹ in the last year of the study period. With severe erosion, in the olive groves without irrigation, the estimated profitability was 500 € ha⁻¹, while the irrigated olive groves presented a value of profitability of 250 € ha⁻¹. Profitability would disappear at 100 years under rainfed management and 44 years for irrigated olive groves because the operating costs of the latter would exceed the minimum income from sales considered profitable (3263.28 kg of olive ha⁻¹). With slight or no erosion, rainfed olive groves were profitable throughout the study period, with profits of 760 and 900 € ha⁻¹, respectively. The CAP subsidies received by farmers obviously improve their profits but do not prevent the long-term loss of profitability of severely eroded olive groves, which must be abandoned after 90 and 40 years of simulation for rainfed and irrigated olive groves, respectively.

Table 8 shows the production and economic data per hectare accumulated throughout the simulation time. It was observed that soil erosion levels negatively affect production under both types of management in a highly significant way ($p < 0.001$ ***). In the rainfed olive groves, severe erosion presented production values markedly lower than other levels of erosion. Logically, the decrease in production due to erosion significantly impacted the profitability of olive groves, with this significant relationship increasing in irrigated olive groves despite their increased production due to increased farm costs.

Table 8. Production (kg olive ha⁻¹) and economic profitability (Bnf, € ha⁻¹) of the different types of management and levels of erosion for the simulation period considered (150 years). Without or with CAP (Common Agricultural Policy) refers to receiving or not receiving the environmental subsidies covered by this European policy.

Management	Rainfed				Irrigation	
Erosive levels	Null	Slight	Moderate	Severe	Moderate	Severe
Production	412,000	392,000	381,000	192,000	631,000	406,000
Bnf (without CAP)	138,000	122,000	113,000	25,900	97,700	6780
Bnf (with CAP)	198,000	182,000	173,000	63,100	173,000	28,800

4. Discussion

4.1. Influence of Irrigation on the Soil Characteristics

The irrigation in the studied olive grove showed some soil effects, which were more accentuated in high erosive levels. For example, as in other studies [64,65], a decrease from 21.07% to 9.29% was detected in the soil weight caused by the significant interaction of erosion and irrigation. This soil weight loss associated with the loss of the soil depth (essential fertility aspect) could be mitigated using vegetation cover [66–69], a very uncommon agricultural practice in *Estepa*. According to farmers' responses to the surveys conducted, vegetation cover was present in 54% of the olive groves under a rainfed regime and 33% of the irrigated lands. Another logical and expected effect of irrigation was the increase in soil moisture content. This fact, together with the loss in soil weight, causes greater soil compaction that may hinder root development of plants and increase the speed of circulation of runoff water [70–72]. An increase in fine particles in the soil could be a side effect of textural modification by irrigation in our study. A greater presence of silts and clays associated with crop irrigation was detected by Dong et al. [73] and this increase favoured the retention of water, carbon and organic matter. However, in *Estepa*, the irregular distribution of clays in the different erosive levels could be associated with the type of localised deficit irrigation that would avoid this effect of modifying the texture of the soil [19,36,74–76].

Regarding the chemical parameters of soils, erosive levels with irrigation consolidated differentiated groups with respect to rainfed management, except for pH and phosphatase. Soil pH influences the rate of synthesis, release and stability of phosphatase. Despite significant differences in pH values, the soils remained basic, with values below 7, and irrigation only slightly lowered the pH of the soils. In irrigation management, the organic matter content was lower than in rainfed management and the severe erosive level presented a lower percentage of organic matter for both management types. There could be a reciprocal effect, considering that organic matter can act as an erosion mitigating agent [77,78]; that is, irrigation increases organic matter loss, enhancing the erosion effect, and the low concentration of organic matter enhances the erosive effect of irrigation. The enzymatic activity of the soil was, in general terms, similar in irrigated olive groves compared to rainfed ones, although the increase in moisture could have favoured phosphatase activity and survival of the microbiota and microbial activity [53,79]. This was probably not appreciated in our study because the soils were basic.

Zhou et al. (2019) [80] highlighted that fertilisation is an important factor, especially when using fertilisers with N, which influences crop yield and affects the efficient use of water and nutrients. In *Estepa*, nitrate content, an indicator of N fertilisation, increased directly with erosion levels and its concentration was higher in irrigated olive groves. Numerous studies have shown that irrigation and fertilisation influence nitrate leaching in agricultural ecosystems [81]. According to the results of our study, in agreement with [81], the use of fertilisers should be managed not only considering the amount of fertiliser that is applied but also the irrigation management measures (amount of water, irrigation time and irrigation method). Therefore, irrigation could be as important as fertilisation in leaching water quality, and optimal irrigation combined with optimal fertilisation could reduce the potential environmental risk caused by excessive fertilisation in intensive systems of olive groves. In fact, diffuse pollution is considered one of the main negative environmental externalities of olive groves [1,14]. Regarding erosion, it should be considered that nitrates accumulate mainly in the soil layer of 0–60 cm and, therefore, erosive processes can transport this nutrient along with soil particles over long distances, contaminating other areas farther away [82].

4.2. Influence of Irrigation on the Ecological and Economic Sustainability of the Olive Groves

In Spain, irrigation practices in agriculture make up 19% of the cultivated area and are responsible for 60% of agricultural production and 80% of water consumption [83]. In the socioecological systems of olive groves, rainfed management predominates, with the use of irrigation in these systems being relatively recent [84,85]. Irrigation has been used to achieve greater production and respond to agricultural demand, increasing the benefits for farmers [86]. In addition, irrigation management allows the population to settle in rural areas. In Spain, irrigated agriculture employs almost 8 times the labour per unit area compared with rainfed agriculture [87]. In *Estepa* and, in general, Andalusian olive groves, a type of localised and deficit irrigation predominates to alleviate the limiting consequences of the water deficit on agricultural production without causing serious environmental damage [88,89]. However, despite these advantages of irrigation (in *Estepa*, irrigated olive groves showed an increase in production of up to 55%), the environmental externalities on the soil detected in our study should also be considered. This could condition the ecological sustainability of irrigated olive groves in the long term.

Of concern is the degree of misinformation on the part of farmers regarding regulations that have an impact on the long-term ecological sustainability of olive grove plantations. For example, all the farmers surveyed stated that they were not obliged to use plant covers; however, this agricultural practice is compulsory in integrated management (the overwhelming majority of groves in *Estepa*) according to Royal Decree 1201/2002 [90]. This agricultural practice (soil cover) is even a highly recommended measure in the Andalusian Olive Grove Master Plan [23]. In this sense, it would be relevant to implement and consolidate different scales of active channels of information from the administration to farmers and other involved stakeholders on environmental management practices

appropriate to mitigating the erosive processes that condition the sustainability of olive groves over time [28,91].

Clearly, the greater production derived from irrigation is associated with greater economic benefit. However, the results of our study suggest that the medium- and long-term economic sustainability of irrigated olive groves should also be evaluated. According to the surveys carried out, farmers make the decision to irrigate their crops to obtain greater production, assuming, in the short term, a positive linear relationship between the production level and the economic benefits. A more detailed and rigorous evaluation should consider the increase in the costs of olive grove management derived from the maintenance of irrigation (irrigation water pricing and control of water use efficiency) [10] and the lower sale price at source of the olives and olive oil produced under this management [58,59]. The results of the study showed that, despite the higher production of irrigated olive groves, their benefits are similar to those of rainfed olive groves, both in the present and the time projections carried out. In the short term, the decrease in the economic sustainability of irrigated olive groves with severe erosion could be attributed to the need for economic investment in a type of irrigation that increases the efficiency of water resources and avoids aggravating surface erosion by irrigation [21]. In the medium to long term, economic decline could occur due to greater environmental impacts (i.e., diffuse pollution [92] and erosion) that could result from inadequate irrigation (excessive volume of water).

5. Conclusions

The results showed that irrigation in the olive agroecosystems in *Estepa* considerably increases the level of production immediately and in the short term but negatively affects their ecological and economic sustainability due to the degradation of the different soil parameters studied. The generalised irrigation type in the study area is localised and deficient in nature, with less environmental impact than other types of irrigation, such as sprinkler or blanket irrigation (also called flood or surface irrigation). Despite this, the results showed that, when comparing rainfed and irrigated olive groves with equivalent erosive levels, there were significant differences in some soil characteristics. The irrigated olive groves presented lower gravel content and higher soil moisture, decreasing their soil weight. Irrigation also gave rise to a loss of organic matter and a higher content of nitrates. Although irrigation increases production per hectare, this productive bonus may not be directly correlated with the economic benefits for farmers due to a lower selling price on the market for oils from irrigated olive groves and the cost of water. In this context, the promotion of deficit localised irrigation programmes would contribute to increasing water efficiency and saving, especially in situations of water scarcity, which are very common in Mediterranean olive grove areas.

We believe that the results of this study should be considered with some caution since the data analysed correspond to a single period and the absence of irrigation management in olive groves with null and slight erosion. Despite these limitations, the results show that management decisions must be taken in an integrated manner, considering not only economic-productive factors but also ecological aspects. This means that the notable expansion of irrigation in Andalusia should follow more rigorous guidelines considering the trade-offs that can occur with environmental aspects such as soil erosion. In any case, future lines of research should be oriented towards the optimisation of water yield [78,90], with the aim of improving the efficiency of this resource and increasing the general sustainability of olive groves. Exhaustive research should be carried out on the erosion-productivity relationship [2,26]. In addition, considering the restrictions on water resources anticipated in the coming years due to climate change [93–95], measures should be considered to increase rainfed agricultural yields, especially in Mediterranean areas characterised by water stress.

Author Contributions: Conceptualisation, A.A.R.S.; Data curation, A.A.R.S. and A.R.; Formal analysis, A.A.R.S. and J.M.B.; Investigation, A.A.R.S., J.M.B. and A.R.; Methodology, A.A.R.S. and J.M.B.; Project administration, A.R.; Resources, J.M.B. and A.R.; Software, A.A.R.S. and J.M.B.; Supervision, J.M.B. and A.R.; Validation, J.M.B. and A.R.; Visualisation, A.A.R.S. and A.R.; Writing—original draft, A.A.R.S. and A.R.; Writing—review and editing, A.A.R.S., J.M.B. and A.R.

Funding: This research was not funded by any public or private institution.

Acknowledgments: The corresponding author is grateful for the opportunity to do a PhD thanks to a predoctoral contract of researcher in training (UCM-Santander scholarship) granted by the University Complutense of Madrid. Also, the authors would like to thank Moisés Caballero, Secretary of the *Estepa* Denomination of Origin, and M. Aurora Rodríguez Sousa for her comments and suggestions on the first drafts of the manuscript. Finally, the authors thank a native English speaker for correcting the grammar, punctuation, spelling and overall style of the English.

Conflicts of Interest: The authors declare that they have no conflict of interest.

References

1. López-Pintor, A.; Salas, E.; Rescia, A. Assessment of Agri-Environmental Externalities in Spanish Socio-Ecological Landscapes of Olive Groves. *Sustainability* **2018**, *10*, 2640. [CrossRef]
2. Rodríguez Sousa, A.A.; Barandica, J.M.; Sanz-Cañada, J.; Rescia, A.J. Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). *Landsc. Ecol.* **2019**, *34*, 1547–1563. [CrossRef]
3. INE. *Agriculture, Forestry and Fishing*; INE (Instituto Nacional de Estadística/Statistical Spanish Office): Madrid, Spain, 2013; Available online: <http://www.ine.es> (accessed on 16 January 2019).
4. INE. *Agriculture and Environment*; INE (Instituto Nacional de Estadística/Statistical Spanish Office): Madrid, Spain, 2014; Available online: <http://www.ine.es> (accessed on 17 January 2019).
5. Sastre, B.; Barbero-Sierra, C.; Bienes, R.; Marques, M.J.; García-Díaz, A. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *J. Soil Sediment* **2017**, *17*, 873–888. [CrossRef]
6. IOC. *Cifras Aceite De Oliva*; IOC (International Olive Council): Madrid, Spain, 2019; Available online: <http://www.internationaloliveoil.org/> (accessed on 1 April 2019). (In Spanish)
7. Granado-Díaz, R.; Villanueva, A.J.; Gómez-Limón, J.A.; Rodríguez-Entrena, M. Analysis of heterogeneity in the demand for public goods provided by mountain olive groves in Andalusia. *ITEA* **2018**, *114*, 158–182.
8. Pérez, L.P.; Egea, P.; de-Magistris, T. When agrarian multifunctionality matters: Identifying heterogeneity in societal preferences for externalities of marginal olive groves in Aragon, Spain. *Land Use Policy* **2019**, *82*, 85–92. [CrossRef]
9. Taguas, E.V.; Gómez, J.A. Vulnerability of olive orchards under the current CAP (Common Agricultural Policy) regulations on soil erosion: A study case in Southern Spain. *Land Use Policy* **2015**, *42*, 683–694. [CrossRef]
10. Gómez-Limón, J.A.; Riesgo, L. Irrigation water pricing: Differential impacts on irrigated farms. *Agric. Econ.* **2004**, *31*, 47–66. [CrossRef]
11. Parrot, L.; Meyer, W.S. Future landscapes: Managing within complexity. *The Ecological Society of America. Front. Ecol. Environ.* **2012**, *10*, 382–389. [CrossRef]
12. Caraveli, H. A comparative analysis on intensification and extensification in Mediterranean agriculture: Dilemmas for LFAs policy. *J. Rural Stud.* **2000**, *16*, 231–242. [CrossRef]
13. Allen, H.D.; Randall, R.E.; Amable, G.S.; Devereux, B.J. The impact of changing olive cultivation practices on the ground flora of olive groves in the Messara and Psiloritis regions, Crete, Greece. *Land Degrad. Dev.* **2006**, *17*, 249–273. [CrossRef]
14. Martínez, J.R.F.; Zuazo, V.H.D.; Raya, A.M. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Sci. Total Environ.* **2006**, *358*, 46–60. [CrossRef] [PubMed]
15. Nekhay, O.; Arriaza, M.; Guzmán-Álvarez, J.R. Spatial analysis of the suitability of olive plantations for wildlife habitat restoration. *Comput. Electron. Agric.* **2009**, *65*, 49–64. [CrossRef]
16. Mann, S.; Wüstemann, H. Multifunctionality and a new focus on externalities. *J. Socio-Econ.* **2008**, *37*, 293–307. [CrossRef]
17. Lasanta, T.; González-Hidalgo, J.C.; Vicente-Serrano, S.M.; Sferi, E. Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas. *Landsc. Urban Plan.* **2006**, *78*, 101–114. [CrossRef]
18. Martínez, J.D.S.; Simón, V.J.G.; Jiménez, E.A. El olivar andaluz y sus transformaciones recientes. *Estud. Geogr.* **2011**, *72*, 203–229. (In Spanish) [CrossRef]

19. Connor, D.J. Adaptation of olive (*Olea europaea* L.) to water-limited environments. *Aust. J. Agric. Res.* **2005**, *56*, 1181–1189. [CrossRef]
20. Loumou, A.; Giourga, C. Olive groves: “The life and identity of the Mediterranean”. *Agric. Hum. Values* **2003**, *20*, 87–95. [CrossRef]
21. Ali, M.H.; Talukder, M.S.U. Increasing water productivity in crop production—A synthesis. *Agric. Water Manag.* **2008**, *95*, 1201–1213. [CrossRef]
22. Gómez-Calero, J.A. *Olivar Sostenible: Prácticas para una Producción Sostenible de Olivar en Andalucía*; Instituto de Agricultura Sostenible, Centro Superior de Investigaciones Científicas: Córdoba, Spain, 2010; Available online: https://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/BPA_VF_Jan2010.pdf (accessed on 8 January 2019). (In Spanish)
23. BOJA. *Plan Director del Olivar Andaluz Decreto 103/2015*; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin): Sevilla, Spain, 2015; Available online: <http://www.webcitation.org/77MO1YwQe> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
24. Gómez-Limón, J.A.; Riesgo, L. Sustainability assessment of olive grove in Andalusia: A methodological proposal. *New Medit* **2012**, *11*, 39–49.
25. BOJA. *El Pronóstico de la Erosión de Suelos Como Parte del Proceso de Evaluación*; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia): Sevilla, Spain, 2002; Available online: <http://www.webcitation.org/77MNRcQZD> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
26. Gómez, J.A.; Infante-Amate, J.; De Molina, M.G.; Vanwalleghe, T.; Taguas, E.V.; Lorite, I. Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture* **2014**, *4*, 170–198. [CrossRef]
27. Gómez, J.A.; Battany, M.; Renschler, C.S.; Fereres, E. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use Manag.* **2003**, *19*, 127–134. [CrossRef]
28. Milgroom, J.; Gómez, J.A.; Soriano, M.A.; Fereres, E. From experimental research to an on-farm tool for participatory monitoring and evaluation: An assessment of soil erosion risk in organic olive orchards. *Land Degrad. Dev.* **2007**, *18*, 397–411. [CrossRef]
29. Gómez, J.A.; Sobrinho, T.A.; Giráldez, J.V.; Fereres, E. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil Tillage Res.* **2009**, *102*, 5–13. [CrossRef]
30. Gómez, J.A.; Rodríguez-Carretero, M.T.; Lorite, I.J.; Fereres, E. Modeling to evaluate and manage climate change effects on water use in Mediterranean olive orchards with respect to cover crops and tillage management. In *Practical Applications of Agricultural System Models to Optimize the Use of Limited Water*; American Society of Agronomy, Inc.: Wisconsin Madison, WI, USA, 2014; pp. 237–266. Available online: <https://doi.org/10.2134/advagricsystmodel5.c10> (accessed on 2 January 2019).
31. Tanasijevic, L.; Todorovic, M.; Pereira, L.S.; Pizzigalli, C.; Lionello, P. Impacts of climate change on olive crop evapotranspiration and irrigation requirements in the Mediterranean region. *Agric. Water Manag.* **2014**, *144*, 54–68. [CrossRef]
32. Figueiredo, T.D.; Almeida, A.; Araújo, J. Edaphic characteristics of olive-tree areas in the Tras-os-Montes Region (Portugal): A map-based approach. *Acta Hortic.* **2002**, 151–154. Available online: <http://hdl.handle.net/10198/6483> (accessed on 15 February 2019).
33. Peterson, G.D.; Cumming, G.S.; Carpenter, S.R. Scenario planning: A tool for conservation in an uncertain world. *Conserv. Biol.* **2003**, *17*, 358–366. [CrossRef]
34. Guzmán Álvarez, J.R. *Geografía de los Paisajes del Olivar Andaluz*; JA (Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia); Ministry of Agriculture and Fisheries, Official Regional Government of Andalusia: Sevilla, Spain, 2004; Available online: <http://www.webcitation.org/77MQ7Gu6V> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
35. Rescia, A.J.; Sanz-Cañada, J.; Del Bosque-González, I. A new mechanism based on landscape diversity for funding farmer subsidies. *Agron. Sustain. Dev.* **2017**, *37*, 9. [CrossRef]
36. BOJA. *Pliego de Condiciones de la Denominación de Origen Protegida Estepa*; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin); Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural: Sevilla, Spain, 2016; Available online: <http://www.webcitation.org/77MOBd5Gh> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)

37. SEISnet. *Datos Andalucía*; SEISnet (Sistema Español de Información de Suelos/Spanish Soil Information System): Treviso, Italy, 2019; Available online: <http://evenor-tech.com/banco/seisnet/seisnet.htm> (accessed on 28 January 2019). (In Spanish)
38. AEMO. *Aproximación a los Costes del Cultivo del Olivo. Cuaderno de Conclusiones del Seminario AEMO*; AEMO (Asociación Española de Municipios del Olivo/Spanish Association of Municipalities of Olive groves): Córdoba, Spain, 2012; Available online: <http://www.webcitation.org/77MCvuNPx> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
39. Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. *A Universal Soil-Loss Equation to Guide Conservation Farm Planning*, 1st ed.; International Society of Soil Science: Madison, WI, USA, 1961; pp. 418–425.
40. Diodato, N. Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. *Environmentalist* **2006**, *26*, 63–70. [CrossRef]
41. IECA. *Datos Espaciales de Referencia de Andalucía (DERA): G17 Divisiones Administrativas*; IECA (Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía/ Institute of Statistics and Cartography of Andalusia): Sevilla, Spain, 2018; Available online: <http://www.webcitation.org/77MQd2rHN> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
42. SIOSE. *Plan Nacional para la Observación del Territorio: Sistema de Información Sobre Ocupación del Suelo de España*; SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España/Information System on Land Use in Spain): Madrid, Spain, 2011; Available online: www.siose.es (accessed on 11 January 2019). (In Spanish)
43. Moreira-Madueño, J.M. *Capacidad de Uso y Erosión de Suelos. Una Aproximación a la Evaluación de Tierras en Andalucía*; Junta de Andalucía, Agencia del Medio Ambiente: Sevilla, Spain, 1991; Available online: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Red_informacion_ambiental/productos/Publicaciones/articulos/articulos_pdf/Paralelo.PDF (accessed on 18 January 2019). (In Spanish)
44. MAPAMA. *Mapa de Estados Erosivos (1987–2001)*; MAPAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of agriculture, Food and Environment): Madrid, Spain, 2017; Available online: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx (accessed on 11 January 2019). (In Spanish)
45. Gómez, J.A.; Giráldez, J.V. *Sostenibilidad de la Producción de Olivar en Andalucía*, 1st ed.; Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía: Sevilla, Spain, 2010; p. 472. Available online: http://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/Sost_2009/Sostenibilidad_de_la_Producci%F3n_de_Olivar_en_Andaluc%EDA3.pdf (accessed on 12 July 2019). (In Spanish)
46. Sánchez Escobar, F. *Sistemas Complejos: Una Aplicación para el Análisis de los Balances Energéticos y Económicos en el Agrosistema de Olivar de Estepa*. Ph.D. Thesis, Universidad de Sevilla, Sevilla, Spain, 2015.
47. Gisbert Blanquer, J.M.; Ibañez Asensio, S.; Moreno Ramón, H. *El Factor K de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE)*; Universitat Politècnica de València: València, Spain, 2012; Available online: <http://hdl.handle.net/10251/16850> (In Spanish). (accessed on 12 July 2019). (In Spanish)
48. Helson, O.; Beaucour, A.L.; Eslami, J.; Noumowe, A.; Gotteland, P. Physical and mechanical properties of soilcrete mixtures: Soil clay content and formulation parameters. *Constr. Build. Mater.* **2017**, *131*, 775–783. [CrossRef]
49. Narayanan, N.; Ramamurthy, K. Structure and properties of aerated concrete: A review. *Cem. Concr. Compos.* **2000**, *22*, 321–329. [CrossRef]
50. Bouyoucos, G.J. A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils. *Agron. J.* **1951**, *43*, 434–438. [CrossRef]
51. Stadler, A.; Rudolph, S.; Kupisch, M.; Langensiepen, M.; van der Kruk, J.; Ewert, F. Quantifying the effects of soil variability on crop growth using apparent soil electrical conductivity measurements. *Eur. J. Agron.* **2015**, *64*, 8–20. [CrossRef]
52. Laudicina, V.A.; Novara, A.; Barbera, V.; Egli, M.; Badalucco, L. Long-term tillage and cropping system effects on chemical and biochemical characteristics of soil organic matter in a Mediterranean semiarid environment. *Land Degrad. Dev.* **2015**, *26*, 45–53. [CrossRef]
53. Acosta-Martínez, V.; Zobeck, T.M.; Gill, T.E.; Kennedy, A.C. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Soil. Fert. Soils* **2003**, *38*, 216–227. [CrossRef]
54. Adetunji, A.T.; Lewu, F.B.; Mulidzi, R.; Ncube, B. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: A review. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* **2017**, *17*, 794–807. [CrossRef]

55. Cuoco, E.; Darrah, T.H.; Buono, G.; Verrengia, G.; De Francesco, S.; Eymold, W.K.; Tedesco, D. Inorganic contaminants from diffuse pollution in shallow groundwater of the Campanian Plain (Southern Italy). Implications for geochemical survey. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 46. [CrossRef] [PubMed]
56. Varekar, V.; Karmakar, S.; Jha, R.; Ghosh, N.C. Design of sampling locations for river water quality monitoring considering seasonal variation of point and diffuse pollution loads. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 376. [CrossRef] [PubMed]
57. Duan, X.W.; Yun, X.; Feng, Y.J.; Yin, S.Q. Study on the method of soil productivity assessment in black soil region of Northeast China. *Agric. Sci. China* **2009**, *8*, 472–481. [CrossRef]
58. Vaezi, A.R.; Hasanzadeh, H.; Cerdà, A. Developing an erodibility triangle for soil textures in semi-arid regions, NW Iran. *Catena* **2016**, *142*, 221–232. [CrossRef]
59. Caballero, M.; (Denominación de Origen Protegida Estepa, Sevilla, Andalucía, Spain). Personal Communication, 2018.
60. González, C.G.; Lise, A.V.; Felpeto, A.B. *Tratamiento de Datos con R, Estadística y SPSS*, 1st ed.; Ediciones Díaz de Santos: Madrid, Spain, 2013; pp. 217–415. (In Spanish)
61. RStudio. *Open Source and Enterprise-Ready Professional Software for R*; RStudio Version 0.98.1102; RStudio Inc.: Boston, MA, USA, 2009; Available online: <https://www.rstudio.com/products/RStudio/> (accessed on 25 February 2019).
62. Lawson, J. *Design and Analysis of Experiments with R*, 1st ed.; Chapman and Hall/CRC: New York, NY, USA, 2014; pp. 65–150.
63. Gandrud, C. *Reproducible Research with R and R Studio*, 2nd ed.; Chapman and Hall/CRC: New York, NY, USA, 2016; pp. 29–78.
64. Metzikakis, I.; Martinez-Vilela, A.; Nieto, G.C.; Basso, B. Intensive olive orchards on sloping land: Good water and pest management are essential. *J. Environ. Manag.* **2008**, *89*, 120–128. [CrossRef] [PubMed]
65. Nunes, J.P.; Bernard-Jannin, L.; Rodríguez Blanco, M.L.; Santos, J.M.; Coelho, C.D.O.A.; Keizer, J.J. Hydrological and erosion processes in terraced fields: Observations from a humid Mediterranean region in Northern Portugal. *Land Degrad. Dev.* **2018**, *29*, 596–606. [CrossRef]
66. Pleguezuelo, C.R.; Zuazo, V.D.; Fernandez, J.M.; Peinado, F.M.; Tarifa, D.F. Litter decomposition and nitrogen release in a sloping Mediterranean subtropical agroecosystem on the coast of Granada (SE, Spain): Effects of floristic and topographic alteration on the slope. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2009**, *134*, 79–88. [CrossRef]
67. Kosmas, C.; Danalatos, N.; Cammeraat, L.H.; Chabart, M.; Diamantopoulos, J.; Farand, R.; Gutiérrez, L.; Jacob, A.; Marques, H.; Martínez-Fernández, J.; et al. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* **1997**, *29*, 45–59. [CrossRef]
68. Kairis, O.; Karavitis, C.; Kounalaki, A.; Salvati, L.; Kosmas, C. The effect of land management practices on soil erosion and land desertification in an olive grove. *Soil Use Manag.* **2013**, *29*, 597–606. [CrossRef]
69. Panagos, P.; Borrelli, P.; Meusburger, K.; Alewell, C.; Lugato, E.; Montanarella, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* **2015**, *48*, 38–50. [CrossRef]
70. Raper, R.L. Agricultural traffic impacts on soil. *J. Terramech.* **2005**, *42*, 259–280. [CrossRef]
71. García-Zamorano, F.; Ruíz-Coleto, F.; Cano-Rodríguez, J.; Pérez-García, J.; Molina de la Rosa, J. *Suelo, Riego, Nutrición y Medio Ambiente del Olivar*; Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca: Sevilla, Spain, 2010; p. 192.
72. Kumar, A. Evaluation of Soil Compaction as Affected by Different Tillage Practices. Ph.D. Thesis, Punjab Agricultural University, Ludhiana, India, 2017.
73. Dong, L.; Zhang, H.; Wang, L.; Yu, D.; Yang, F.; Shi, X.; Saleem, H.; Akhtar, M.S. Irrigation with sediment-laden river water affects the soil texture and composition of organic matter fractions in arid and semi-arid areas of Northwest China. *Geoderma* **2018**, *328*, 10–19. [CrossRef]
74. Tovar, M.J.; Romero, M.P.; Alegre, S.; Girona, J.; Motilva, M.J. Composition and organoleptic characteristics of oil from Arbequina olive (*Olea Europaea* L) trees under deficit irrigation. *J. Sci. Food Agric.* **2002**, *82*, 1755–1763. [CrossRef]
75. Melgar, J.C.; Mohamed, Y.; Navarro, C.; Parra, M.A.; Benlloch, M.; Fernandez-Escobar, R. Long-term growth and yield responses of olive trees to different irrigation regimes. *Agric. Water Manag.* **2008**, *95*, 968–972. [CrossRef]
76. Ribeiro, H.; Abreu, I.; Cunha, M. Olive crop-yield forecasting based on airborne pollen in a region where the olive groves acreage and crop system changed drastically. *Aerobiologia* **2017**, *33*, 473–480. [CrossRef]

77. Lal, R. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Tillage Res.* **2005**, *81*, 137–142. [\[CrossRef\]](#)
78. Zuazo, V.H.D.; Pleguezuelo, C.R.R. Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review. *Agron. Sustain. Dev.* **2009**, *28*, 65–86. [\[CrossRef\]](#)
79. López-Piñeiro, A.; Albarrán, A.; Nunes, J.R.; Peña, D.; Cabrera, D. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil Tillage Res.* **2011**, *114*, 175–182. [\[CrossRef\]](#)
80. Zhou, H.; Niu, X.; Yan, H.; Zhao, N.; Zhang, F.; Wu, L.; Yin, D.; Kjelgren, R. Interactive Effects of Water and Fertilizer on Yield, Soil Water and Nitrate Dynamics of Young Apple Tree in Semiarid Region of Northwest China. *Agronomy* **2019**, *9*, 360. [\[CrossRef\]](#)
81. Li, Y.; Li, J.; Gao, L.; Tian, Y. Irrigation has more influence than fertilization on leaching water quality and the potential environmental risk in excessively fertilized vegetable soils. *PLoS ONE* **2018**, *13*, e0204570. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
82. Yang, R.; Wang, X. Effects of nitrogen fertilizer and irrigation rate on nitrate present in the profile of a sandy farmland in Northwest China. *Procedia Environ. Sci.* **2011**, *11*, 726–732. [\[CrossRef\]](#)
83. Gómez-Limón, J.A.; Berbel, J. Multicriteria analysis of derived water demand functions: a Spanish case study. *Agric. Syst.* **2000**, *63*, 49–72. [\[CrossRef\]](#)
84. Moreno, B.; Garcia-Rodriguez, S.; Cañizares, R.; Castro, J.; Benitez, E. Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2009**, *131*, 333–339. [\[CrossRef\]](#)
85. Soriano, M.-A.; Alvarez, S.; Landa, B.B.; Gomez, J.A. Soil properties in organic olive orchards following different weed management in a rolling landscape of Andalusia, Spain. *Renew. Agric. Food Syst.* **2012**, *29*, 83–91. [\[CrossRef\]](#)
86. Tilman, D.; Cassman, K.G.; Matson, P.A.; Naylor, R.; Polasky, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **2002**, *418*, 671. [\[CrossRef\]](#)
87. Berbel, J.; Gómez-Limón, J.A. The impact of water-pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas. *Agric. Water Manag.* **2000**, *43*, 219–238. [\[CrossRef\]](#)
88. Hernandez-Santana, V.; Fernández, J.; Cuevas, M.; Perez-Martin, A.; Diaz-Espejo, A. Photosynthetic limitations by water deficit: Effect on fruit and olive oil yield, leaf area and trunk diameter and its potential use to control vegetative growth of super-high density olive orchards. *Agric. Water Manag.* **2017**, *184*, 9–18. [\[CrossRef\]](#)
89. Parra-López, C.; Calatrava-Requena, J.; De-Haro-Giménez, T. A multi-criteria evaluation of the environmental performances of conventional, organic and integrated olive-growing systems in the south of Spain based on experts' knowledge. *Renew. Agric. Food Syst.* **2007**, *22*, 189–203. [\[CrossRef\]](#)
90. BOE. Real Decreto 1201/2002, de 20 de Noviembre, por el que se Regula la Producción Integrada de Productos Agrícolas; BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin): Madrid, Spain, 2002. (In Spanish)
91. Guzmán, G.I.; López, D.; Román, L.; Alonso, A.M. Participatory action research in agroecology: Building local organic food networks in Spain. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* **2013**, *37*, 127–146. [\[CrossRef\]](#)
92. Ramankutty, N.; Mehrabi, Z.; Waha, K.; Jarvis, L.; Kremen, C.; Herrero, M.; Rieseberg, L.H. Trends in Global Agricultural Land Use: Implications for Environmental Health and Food Security. *Annu. Rev. Plant Biol.* **2018**, *69*, 789–815. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
93. White, K.D.; Vaddey, S.V.; Hamlet, A.F.; Cohen, S.; Neilsen, D.; Taylor, W. Integrating climate impacts in water resource planning and management. In Proceedings of the 13th International Conference on Cold Regions Engineering, Orono, ME, USA, 23–26 July 2006. [\[CrossRef\]](#)
94. Elliott, J.; Deryng, D.; Müller, C.; Frieler, K.; Konzmann, M.; Gerten, D.; Glotter, M.; Flörke, M.; Wada, Y.; Best, N.; et al. Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2014**, *111*, 3239–3244. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
95. Schewe, J.; Heinke, J.; Gerten, D.; Haddeland, I.; Arnell, N.W.; Clark, D.B.; Dankers, R.; Eisner, S.; Fekete, B.M.; Colón-González, F.J.; et al. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2014**, *111*, 3245–3250. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)



The background image shows a landscape with olive trees and a cloudy sky. The sky is filled with large, grey, and white clouds, with a small patch of blue visible. The trees are green and leafy, and the ground is covered with dry grass and some small purple flowers.

ANEXO 3

COORDENADAS Y DATOS IDENTIFICATIVOS
BÁSICOS DE LOS PUNTOS DE MUESTREO
LLEVADOS A CABO EN LA COMARCA DE
ESTEPA EN SEVILLA (ANDALUCÍA, ESPAÑA)

Tabla Anexo 3.1 Datos de las parcelas muestreadas en la Comarca de *Estepa*, especificando sus datos de ubicación básicos: municipio, coordenadas geográficas (i.e. latitud, longitud), y coordenadas acordes al sistema Universal Transversal Mercator (UTM) empleando el datum geodésico European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS 89). Se especifica además su gestión olivarera, manejo agrario, y estado erosivo

Punto de muestreo	Municipio	Coordenadas geográficas			Coordenadas UTM		Gestión	Manejo	Estado erosivo
		Latitud	Longitud	Huso	Coordenada X	Coordenada Y			
1	Estepa	37° 20' 10,594'' N	4° 48' 2,254'' O	30S	340488	4133698	Integrada	Secano	Nulo
2	Herrera	37° 20' 30,890'' N	4° 51' 48,643'' O	30S	334929	4134431	Integrada	Secano	Nulo
3	La Roda de Andalucía	37° 12' 28,421'' N	4° 48' 53,225'' O	30S	338960	4119477	Integrada	Secano	Nulo
4	La Roda de Andalucía	37° 11' 51,452'' N	4° 45' 10,354'' O	30S	344433	4118234	Integrada	Secano	Nulo
5	La Roda de Andalucía	37° 12' 42,480'' N	4° 43' 56,456'' O	30S	346284	4119774	Integrada	Secano	Nulo
6	Herrera	37° 22' 36,869'' N	4° 52' 56,301'' O	30S	333342	4138347	Integrada	Secano	Nulo
7	Marinaleda	37° 21' 24,968'' N	4° 57' 59,919'' O	30S	325827	4136283	Integrada	Secano	Nulo
8	Gilena	37° 13' 45,262'' N	4° 58' 43,550'' O	30S	324457	4122137	Integrada	Secano	Nulo
9	Gilena	37° 13' 21,024'' N	4° 57' 5,716'' O	30S	326853	4121340	Integrada	Secano	Nulo
10	Estepa	37° 17' 33,642'' N	4° 53' 57,073'' O	30S	331659	4129031	Integrada	Secano	Leve
11	Estepa	37° 17' 24,826'' N	4° 54' 59,639'' O	30S	330113	4128791	Integrada	Secano	Leve
12	Gilena	37° 16' 29,179'' N	4° 53' 52,369'' O	30S	331735	4127042	Integrada	Secano	Leve
13	Gilena	37° 15' 32,004'' N	4° 53' 46,324'' O	30S	331848	4125277	Integrada	Secano	Leve
14	Pedrería	37° 14' 49,625'' N	4° 52' 7,327'' O	30S	334261	4123922	Integrada	Secano	Leve
15	Estepa	37° 14' 42,071'' N	4° 51' 14,184'' O	30S	335566	4123664	Integrada	Secano	Leve
16	Gilena	37° 12' 3,357'' N	4° 58' 11,073'' O	30S	325192	4118979	Integrada	Secano	Leve
17	La Roda de Andalucía	37° 9' 51,926'' N	4° 47' 16,800'' O	30S	341246	4114609	Integrada	Secano	Leve
18	La Roda de Andalucía	37° 10' 37,225'' N	4° 45' 46,421'' O	30S	343502	4115963	Integrada	Secano	Leve
19	Puente Genil	37° 26' 47,506'' N	4° 45' 32,517'' O	30S	344401	4145861	Integrada	Secano	Moderado
20	Puente Genil	37° 25' 15,064'' N	4° 44' 5,145'' O	30S	346496	4142972	Integrada	Secano	Moderado

“continuación”

Tabla Anexo 3.1 Datos de las parcelas muestreadas en la Comarca de *Estepa*, especificando sus datos de ubicación básicos: municipio, coordenadas geográficas (i.e. latitud, longitud), y coordenadas acordes al sistema Universal Transversal Mercator (UTM) empleando el datum geodésico European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS 89). Se especifica además su gestión olivarera, manejo agrario y estado erosivo

Punto de muestreo	Municipio	Coordenadas geográficas			Coordenadas UTM		Gestión	Manejo	Estado erosivo
		Latitud	Longitud	Huso	Coordenada X	Coordenada Y			
21	Casariche	37° 18' 1,885'' N	4° 44' 39,884'' O	30S	345395	4129637	Integrada	Secano	Moderado
22	Estepa	37° 18' 50,566'' N	4° 52' 10,072'' O	30S	334346	4131627	Integrada	Secano	Moderado
23	Gilena	37° 15' 15,572'' N	4° 56' 32,587'' O	30S	327742	4124854	Integrada	Secano	Moderado
24	Estepa	37° 18' 19,744'' N	4° 56' 25,287'' O	30S	328038	4130526	Integrada	Regadío	Moderado
25	Estepa	37° 17' 45,661'' N	4° 57' 33,181'' O	30S	326345	4129510	Integrada	Regadío	Moderado
26	Pedraera	37° 11' 29,407'' N	4° 51' 46,936'' O	30S	334642	4117742	Integrada	Regadío	Moderado
27	La Roda de Andalucía	37° 11' 7,498'' N	4° 47' 15,148'' O	30S	341331	4116937	Integrada	Regadío	Moderado
28	Puente Genil	37° 22' 52,665'' N	4° 41' 10,990'' O	30S	350698	4138506	Integrada	Secano	Severo
29	Badolatosa	37° 17' 4,796'' N	4° 42' 24,480'' O	30S	348697	4127817	Integrada	Secano	Severo
30	Herrera	37° 24' 17,055'' N	4° 50' 29,484'' O	30S	337013	4141364	Integrada	Secano	Severo
31	Estepa	37° 16' 40,073'' N	4° 57' 12,573'' O	30S	326811	4127478	Integrada	Secano	Severo
32	Pedraera	37° 12' 40,187'' N	4° 53' 54,041'' O	30S	331552	4119985	Integrada	Secano	Severo
33	Puente Genil	37° 21' 13,275'' N	4° 45' 41,091'' O	30S	343998	4135564	Integrada	Regadío	Severo
34	Estepa	37° 18' 29,765'' N	4° 57' 24,008'' O	30S	326599	4130865	Integrada	Regadío	Severo
35	Gilena	37° 14' 23,726'' N	4° 57' 34,821'' O	30S	326176	4123287	Integrada	Regadío	Severo
36	Pedraera	37° 10' 55,614'' N	4° 52' 39,322'' O	30S	333330	4116726	Integrada	Regadío	Severo
37	Estepa	37° 19' 54,730'' N	4° 48' 23,298'' O	30S	339961	4133219	Ecológica	Secano	Nulo
38	Casariche	37° 18' 44,139'' N	4° 47' 36,888'' O	30S	341062	4131021	Ecológica	Secano	Nulo
39	Estepa	37° 18' 24,398'' N	4° 48' 34,514'' O	30S	339632	4130440	Ecológica	Secano	Nulo
40	Casariche	37° 17' 25,091'' N	4° 47' 41,457'' O	30S	340903	4128587	Ecológica	Secano	Nulo
41	Casariche	37° 17' 5,330'' N	4° 46' 58,119'' O	30S	341950	4127958	Ecológica	Secano	Nulo

“continuación”

Tabla Anexo 3.1 Datos de las parcelas muestreadas en la Comarca de Estepa, especificando sus datos de ubicación básicos: municipio, coordenadas geográficas (i.e. latitud, longitud), y coordenadas acordes al sistema Universal Transversal Mercator (UTM) empleando el datum geodésico European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS 89). Se especifica además su gestión olivarera, manejo agrario y estado erosivo

Punto de muestreo	Municipio	Coordenadas geográficas			Coordenadas UTM		Gestión	Manejo	Estado erosivo
		Latitud	Longitud	Huso	Coordenada X	Coordenada Y			
42	La Roda de Andalucía	37° 15' 10,085'' N	4° 46' 59,590'' O	30S	341856	4124407	Ecológica	Secano	Nulo
43	La Roda de Andalucía	37° 13' 10,129'' N	4° 49' 24,531'' O	30S	338213	4120778	Ecológica	Secano	Nulo
44	Lora de Estepa	37° 16' 40,947'' N	4° 49' 32,039'' O	30S	338154	4127279	Ecológica	Secano	Nulo
45	Pedrería	37° 11' 48,241'' N	4° 52' 43,251'' O	30S	333265	4118349	Ecológica	Secano	Nulo
46	Casariche	37° 18' 43,485'' N	4° 44' 6,554'' O	30S	346239	4130904	Ecológica	Secano	Moderado
47	Casariche	37° 17' 40,286'' N	4° 44' 5,402'' O	30S	346232	4128956	Ecológica	Secano	Moderado
48	La Roda de Andalucía	37° 15' 9,107'' N	4° 45' 50,989'' O	30S	343545	4124345	Ecológica	Secano	Moderado
49	Estepa	37° 15' 20,930'' N	4° 50' 4,157'' O	30S	337315	4124828	Ecológica	Secano	Moderado
50	Estepa	37° 15' 25,473'' N	4° 49' 51,746'' O	30S	337623	4124962	Ecológica	Secano	Moderado
51	Lora de estepa	37° 15' 57,967'' N	4° 49' 16,765'' O	30S	338504	4125947	Ecológica	Secano	Moderado
52	Marinaleda	37° 23' 11,891'' N	4° 54' 28,818'' O	30S	331088	4139472	Ecológica	Secano	Moderado
53	Estepa	37° 19' 24,544'' N	4° 54' 20,865'' O	30S	331142	4132461	Ecológica	Secano	Moderado
54	Gilena	37° 16' 1,772'' N	4° 57' 2,877'' O	30S	327025	4126293	Ecológica	Secano	Moderado
55	Gilena	37° 14' 17,410'' N	4° 54' 17,539'' O	30S	331033	4122993	Ecológica	Secano	Moderado

ANEXO 4*

MODELO DE ENCUESTA REALIZADA A AGRICULTORES Y PROPIETARIOS DE LA COMARCA DE *ESTEPA* EN SEVILLA (ANDALUCÍA, ESPAÑA)

* Encuesta diseñada en conjunto entre la Universidad Complutense de Madrid y el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de Granada, perteneciente a la Junta de Andalucía



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y DESARROLLO RURAL

ENCUESTA A AGRICULTORES DE LA COMARCA DE *ESTEPA* SOBRE DATOS CORRESPONDIENTES A SUS PARCELAS Y TIPOLOGÍA DE GESTIÓN OLIVARERA

Buenos/as días/tardes. Estamos realizando una encuesta para la Universidad Complutense de Madrid y el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de la Junta de Andalucía dentro del contexto de la realización de la tesis doctoral del alumno Antonio Alberto Rodríguez Sousa titulada “*Análisis de la sostenibilidad de un paisaje agrícola de olivar aplicando modelos dinámicos: diferentes escenarios de gestión*” sobre datos en cuanto a la explotación olivarera y tipos de gestión agrícola presentes en la Comarca de *Estepa*. Todos los datos recogidos son totalmente confidenciales. Muchas gracias por su colaboración y recuerde que no existen respuestas correctas o incorrectas ya que sólo nos interesa el conocimiento de las prácticas y gestión empleadas en su parcela.

Nota: La persona entrevistada debe tener atribuciones para tomar decisiones de gestión de la explotación: titular activo en la agricultura, arrendatario/a, asalariado/a, etc.

Fecha: _____

UBICACIÓN Y DATOS DE LA PARCELA PREVIAMENTE CONOCIDOS POR EL ENCUESTADOR EN BASE A CARTOGRAFÍA

- Provincia: _____
- Municipio: _____
- Polígono: _____
- Parcela: _____
- Recinto: _____
- Coordenadas $\left\{ \begin{array}{l} \text{Latitud} : \text{_____} \\ \text{Longitud} : \text{_____} \end{array} \right.$
- Coordenadas UTM: _____
- Gestión del olivar: _____
- Manejo agrario $\left\{ \begin{array}{l} \square \text{ Secano} \\ \square \text{ Regadío} \end{array} \right.$
- Estado erosivo: _____

1. CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES

1.1 DISTRIBUCIÓN DE LA SUPERFICIE TOTAL DE LA EXPLOTACIÓN
(hectáreas y nº de parcelas):

Gestión Manejo	Integrado				Ecológico	
	Secano		Regadío			
	ha	Nº parcelas	ha	Nº parcelas	ha	Nº parcelas
Olivar						
Otros cultivos (indicar: _____)						

Nota: A partir de aquí las preguntas se refieren a la PARCELA DE CULTIVO MAYORITARIO COMO OBJETO DE ESTUDIO

1.2 TIPO DE PARCELA OBJETO DE ESTUDIO

☐ Integrado { ☐ Secano ☐ Ecológico
☐ Regadío

1.3 SUPERFICIE DE LA PARCELA (hectáreas): _____

1.4 MUNICIPIO Y PROVINCIA DEL OLIVAR: _____

1.5 EDAD DEL OLIVAR (indicar años): _____ (o
marcar con una X)

☐ 0-4 años ☐ 10-19 años ☐ ≥ 50 años
☐ 5-9 años ☐ 20-49 años

1.6 DENSIDAD DE PLANTACIÓN (indicar árboles ha⁻¹): _____ (o
marcar con una X)

☐ ≤ 100 árboles/ha ☐ 200-499 árboles/ha ☐ ≥ 1000 árboles/ha
☐ 100-199 árboles/ha ☐ 500-999 árboles/ha

2. ESTRUCTURA PRODUCTIVA

2.1 DESTINO DE LA PRODUCCIÓN EN LOS ÚLTIMOS 2 AÑOS (marcar una o
varias X e indicar %)

☐ Aceite: _____% ☐ Maza: _____%

2.2 RENDIMIENTO MEDIO EN LOS ÚLTIMOS 2 AÑOS (kg aceituna ha⁻¹):

Indicar: _____ (o marcar con una X):

- | | | |
|--|--|--|
| <input type="checkbox"/> ≤ 1000 kg ha ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 2500-2999 kg ha ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 4500-4999 kg ha ⁻¹ |
| <input type="checkbox"/> 1000-1499 kg ha ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 3000-3499 kg ha ⁻¹ | <input type="checkbox"/> ≥ 5000 kg ha ⁻¹ |
| <input type="checkbox"/> 1500-1999 kg ha ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 3500-3999 kg ha ⁻¹ | |
| <input type="checkbox"/> 2000-2499 kg ha ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 4000-4499 kg ha ⁻¹ | |

2.3 PRECIO DE VENTA MEDIO DE LA ACEITUNA EN LOS ÚLTIMOS 2 AÑOS (€ kg aceituna⁻¹):

Indicar: _____ (o marcar con una X):

- | | | |
|--|--|--|
| <input type="checkbox"/> $< 0,50$ € kg aceituna ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 0,70-0,89 € kg aceituna ⁻¹ | <input type="checkbox"/> $\geq 1,10$ € kg aceituna ⁻¹ |
| <input type="checkbox"/> 0,50-0,69 € kg aceituna ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 0,90-1,09 € kg aceituna ⁻¹ | |

2.4 SUBVENCIONES/AYUDAS MEDIAS ANUALES AL OLIVAR RECIBIDAS EN LOS ÚLTIMOS 2 AÑOS (€ ha⁻¹ año⁻¹):

Indicar: _____ (o marcar con una X):

- | | | |
|---|---|--|
| <input type="checkbox"/> < 150 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 250-349 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 450-549 € ha ⁻¹ año ⁻¹ |
| <input type="checkbox"/> 150-249 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 350-449 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> ≥ 550 € ha ⁻¹ año ⁻¹ |

2.5 COSTES ANUALES POR HECTÁREA (€ ha⁻¹ año⁻¹) EN LOS ÚLTIMOS 2 AÑOS (mano de obra propia y asalariada, maquinaria, fitosanitarios y abonos):

Indicar: _____ (o marcar con una X):

- | | | |
|---|---|---|
| <input type="checkbox"/> < 1000 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 1500-1999 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> ≥ 2500 € ha ⁻¹ año ⁻¹ |
| <input type="checkbox"/> 1000-1499 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | <input type="checkbox"/> 2000-2499 € ha ⁻¹ año ⁻¹ | |

2.6 MANO DE OBRA EMPLEADA EN LOS ÚLTIMOS 2 AÑOS (marcar con una o varias X e indicar):

- ☐ Familiar. ¿personas año⁻¹? _____
- ☐ Asalariada fija. ¿personas año⁻¹? _____
- ☐ Asalariada eventual. ¿personas año⁻¹? _____

3. PRÁCTICAS AGRONÓMICAS

3.1 MANEJO DEL SUELO (marcar con una X):

- ☐ Suelo desnudo
- ☐ Suelo con coberturas vegetales

3.2 ¿ESTÁ USTED OBLIGADO POR NORMATIVA A EMPLEAR CUBIERTAS VEGETALES?:

☐ Sí ☐ No

3.3 CULTIVO INTERCALAR (otro cultivo entre olivos) (marcar con una X):

☐ Sí (indicar cultivo _____) ☐ No

3.4 RIEGO (marcar con una X):

☐ Sí ☐ No (secano)

3.5 SISTEMA DE RIEGO (marcar con una X):

☐ Goteo ☐ Aspersión ☐ A manta

3.6 MOMENTO DEL RIEGO (marcar con una X):

☐ A calendario fijo ☐ Según recomendaciones de técnico ☐ Otros

3.7 FERTILIZACIÓN (marcar con una X):

☐ Sí ☐ No

3.8 SUSTANCIAS USADAS PARA FERTILIZAR (marcar con una X). Indique la dosis:

☐ Abonos orgánicos: _____ kg ha⁻¹ ☐ Abonos químicos NPK: _____ kg ha⁻¹

3.9 TRATAMIENTO FITOSANITARIO (DE PLAGAS Y ENFERMEDADES) (marcar con una X):

☐ Sí ☐ No

3.10 PARA LA REALIZACIÓN DE LA FERTILIZACIÓN Y EL CONTROL DE PLAGAS (DOSIS INCLUÍDAS) SE BASA EN (marcar con una X):

- ☐ En los Consejos de la Cooperativa
- ☐ En los Consejos de las ATRÍAs, APIs o de las asociaciones de producción ecológica
- ☐ En el asesoramiento de las casas comerciales
- ☐ Otros (indicar): _____

3.11 CRITERIOS PARA RECOLECCIÓN (marcar con una X):

- ☐ Según índice de madurez
- ☐ Cuando abre la cooperativa
- ☐ A fecha fija
- ☐ Otros (indicar: _____)

3.12 MODO DE RECOLECCIÓN – SUELO (marcar con una X):

- ☐ Barrido de suelo
- ☐ Mantones
- ☐ Sopladoras
- ☐ Paraguas
- ☐ No recolección

3.13 MODO DE RECOLECCIÓN – VUELO (marcar con una X):

- ☐ Vareo
- ☐ Vibradores (ramas o tronco)
- ☐ Ordeño

3.14 TIPO DE PODA (marcar con una X):

- ☐ Tradicional (cada 1 o 2 años)
- ☐ Intensidad reducida (cada 3-4 años)

3.15 GESTIÓN DE SUBPRODUCTOS DEL OLIVAR (marcar con una o varias X):

● Madera:

- ☐ Fabricación de muebles y objetos de decoración
- ☐ Combustible
- ☐ Otros (indicar: _____)

● Restos de poda de pequeño tamaño:

- ☐ Trituración e incorporación al suelo
- ☐ Combustible
- ☐ Quema en parcela
- ☐ Coberturas vegetales
- ☐ Alimentación animal
- ☐ Otros (indicar: _____)

● Hojas:

- ☐ Trituración e incorporación al suelo
- ☐ Usos terapéuticos: hipertensión arterial, preparados astringentes, etc.
- ☐ Combustible
- ☐ Alimentación animal
- ☐ Coberturas vegetales
- ☐ Otros (indicar: _____)

4. SISTEMAS DE CALIDAD CERTIFICADA

		¿Lo ha adoptado en la parcela objeto de estudio?			
		Sí		No	
Año adopción	Satisfacción (de 1, nada, a 5, mucho)	¿Lo conoce?		¿Piensa adoptarlo?	
		Sí	No	Sí	No
NORMAS EUROPEAS PÚBLICAS					
DOP – Denominación de Origen Protegida					
Agricultura Ecológica					
NORMAS NACIONALES/ REGIONALES					
Producción Integrada					
Huella de Carbono					

5. DATOS SOBRE EL OLIVAR INTEGRADO (sólo responder en caso de que la parcela objeto de estudio sea de olivar integrado)

5.1 ¿EN QUÉ AÑO EMPEZÓ A CULTIVAR EN INTEGRADO LA PARCELA?
(indicar): _____

5.2 ¿ES OLIVAR CERTIFICADO EN AGRICULTURA INTEGRADA? (marcar con una X):

☐ Certificado oficial ☐ En conversión ☐ No certificado

5.3 ¿QUÉ RAZONES LE HAN LLEVADO A CULTIVAR EN INTEGRADO?
(puede indicar varias opciones, siendo 1 lo más importante):

_____ Conozco las técnicas que uso y no tengo interés en aprender técnicas nuevas

_____ No quiero asumir nuevos riesgos

_____ Es imposible que el ecológico sea rentable, la producción es mucho más baja

_____ Falta de conocimientos, no conozco las técnicas de cultivo para producir en ecológico

_____ Otros (indicar: _____)

5.4 ¿TIENE INTENCIÓN DE PASAR A LA PRODUCCIÓN ECOLÓGICA EN LA PARCELA?:

☐ Sí ☐ No

5.5 EN CASO AFIRMATIVO:

5.5.1 ¿En cuánto tiempo aproximadamente la dejaría? (marcar con una X):

☐ En 1 o 2 años ☐ Entre 6 y 10 años
☐ Entre 3 y 5 años ☐ En más de 10 años

5.5.2 ¿Qué razones le llevan a cambiar el tipo de producción a ecológica? (puede indicar varias opciones, siendo 1 lo más importante):

_____ Más rentabilidad, se vende más caro
 _____ Es más respetuoso con el medio ambiente
 _____ Más rentabilidad, se recibe más subvenciones
 _____ Genera más empleo y es socialmente más justo
 _____ Obtener productos más sanos
 _____ Otras (indicar): _____

5.6 ¿TIENE INTENCIÓN DE DEJAR LA PARCELA ABANDONADA?

☐ Sí ☐ No

5.7 EN CASO AFIRMATIVO:

5.7.1 ¿En cuánto tiempo aproximadamente la dejaría? (marcar con una X):

☐ En 1 ó 2 años ☐ Entre 6 y 10 años
☐ Entre 3 y 5 años ☐ En más de 10 años

5.7.2 ¿Qué razones le llevan a dejarla abandonada? (puede indicar varias opciones, siendo 1 lo más importante):

_____ Escasa rentabilidad
 _____ Imposibilidad de mecanización
 _____ Disminución de las ayudas de la PAC
 _____ Jubilación y no hay nadie que me reemplace
 _____ Planea darle otros usos (indicar: _____)
 _____ Otras (indicar): _____

6. DATOS SOBRE EL OLIVAR ECOLÓGICO (sólo responder en caso de que la parcela objeto de estudio sea de olivar ecológico)

6.1 ¿EN QUÉ AÑO EMPEZÓ A CULTIVAR EN ECOLÓGICO LA PARCELA?
(indicar): _____

6.2 ¿ES OLIVAR CERTIFICADO EN AGRICULTURA ECOLÓGICA? (marcar con una X):

☐ Certificado oficial ☐ En conversión ☐ No certificado

6.3 ¿QUÉ RAZONES LE HAN LLEVADO A CULTIVAR EN ECOLÓGICO?
(puede indicar varias opciones, siendo 1 lo más importante):

- _____ Más rentabilidad, se vende más caro
- _____ Es más respetuoso con el medio ambiente
- _____ Más rentabilidad, se reciben más subvenciones
- _____ Genera más empleo y es socialmente más justo
- _____ Obtener productos más sanos
- _____ Otros (indicar: _____)

6.4 ¿TIENE INTENCIÓN DE PASAR A LA PRODUCCIÓN INTEGRADA EN LA PARCELA?:

☐ Sí ☐ No

6.5 EN CASO AFIRMATIVO:

6.6.1 ¿En cuánto tiempo aproximadamente la dejaría? (marcar con una X):

☐ En 1 o 2 años ☐ Entre 6 y 10 años
☐ Entre 3 y 5 años ☐ En más de 10 años

6.6.2 ¿Qué razones le llevan a cambiar el tipo de producción a integrada? (puede indicar varias opciones, siendo 1 lo más importante):

- _____ Conozco las técnicas que uso y no tengo interés en aprender técnicas nuevas
- _____ No quiero asumir nuevos riesgos
- _____ Es imposible que el ecológico sea rentable, la producción es mucho más baja
- _____ Falta de conocimientos, no conozco las técnicas de cultivo para producir en ecológico
- _____ Otros (indicar: _____)

6.6 ¿TIENE INTENCIÓN DE DEJAR LA PARCELA ASILVESTrada-ABANDONADA?

☐ Sí ☐ No

6.7 EN CASO DE TENER INTENCIÓN DE DEJAR LA PARCELA ASILVESTrada-ABANDONADA:

6.7.1 ¿En cuánto tiempo aproximadamente la dejaría? (marcar con una X):

- | | |
|---|--|
| <input type="checkbox"/> En 1 o 2 años | <input type="checkbox"/> Entre 6 y 10 años |
| <input type="checkbox"/> Entre 3 y 5 años | <input type="checkbox"/> En más de 10 años |

6.7.2 ¿Qué razones le llevan a dejarla asilvestrada-abandonada? (puede indicar varias opciones, siendo 1 lo más importante):

- _____ Escasa rentabilidad
- _____ Imposibilidad de mecanización
- _____ Disminución de las ayudas de la PAC
- _____ Jubilación y no hay nadie que me reemplace
- _____ Planea darle otros usos (indicar: _____)
- _____ Otras (indicar): _____

7. DEDICACIÓN A LA AGRICULTURA

7.1 IMPORTANCIA DE LA ACTIVIDAD AGRARIA EN SU NIVEL DE INGRESOS (marcar una X):

- ☐ Total (sus ingresos proceden fundamentalmente de la agricultura, en $\geq 80\%$)
- ☐ Parcial principal (sus ingresos proceden principalmente de la agricultura, en un 50-80%, y en segundo lugar de una actividad no agraria)
- ☐ Parcial secundaria (sus ingresos proceden principalmente de una actividad no agraria y, en segundo lugar, de la agricultura en un 20 a 50%)
- ☐ Marginal (sus ingresos proceden fundamentalmente de una actividad no agraria, la actividad agraria supone un $\leq 20\%$)

7.2 PERTENENCIA A ENTIDADES ASOCIATIVAS O COLECTIVOS AGRARIOS (marcar una o varias X):

- ☐ Cooperativa Agraria
- ☐ Sindicato agrario
- ☐ SAT – Sociedad Agraria de Transformación ☐ Asociación de productores de productos ecológicos
- ☐ ATRIA – Asociación Tratamiento Integrado
- ☐ Otro (indicar: _____)

8. ACTITUDES Y OPINIONES HACIA LA INNOVACIÓN

8.1 FORMACIÓN AGRARIA (marcar una o más X):

- ☐ Formación profesional agraria
- ☐ Experiencia práctica
- ☐ Formación universitaria agraria
- ☐ Cursos, conferencias, etc.
- ☐ Otra (indicar: _____)

8.2 FUENTES DE INFORMACIÓN QUE USA PARA CONOCER LAS INNOVACIONES EN OLIVAR (marcar una o varias X):

● Fuentes de mercado:

- ☐ Proveedores
- ☐ Consultores, laboratorios comerciales o institutos privados de I+D
- ☐ Clientes
- ☐ Entidad asociativa agraria (Cooperativas, SAT, etc.)
- ☐ Otros agricultores

● Fuentes institucionales:

- ☐ Universidades, centros de enseñanza superior
- ☐ Centros tecnológicos
- ☐ Organismos públicos de investigación

● Otras fuentes:

- ☐ Internet
- ☐ Revistas científicas y publicaciones
- ☐ Prensa, radio y televisión
- ☐ Asociaciones profesionales y sectoriales
- ☐ Conferencias, ferias comerciales, exposiciones
- ☐ Otras (indicar): _____

8.3 OBJETIVOS QUE PERSIGUE CON LAS INNOVACIONES (indicar los 5 más importantes, siendo 1 el más importante y 5 el menos importante):

- ___ Sustitución de procesos anticuados
- ___ Mayor capacidad de producción
- ___ Desarrollar una agricultura multifuncional
- ___ Menores costes laborales por unidad producida
- ___ Producir de forma respetuosa con el medio ambiente
- ___ Mejorar la capacidad en cuanto a TICs
- ___ Mejorar las condiciones de venta de sus aceitunas
- ___ Mejorar las condiciones de trabajo
- ___ Mayor calidad de las aceitunas y aceite
- ___ Satisfacer las exigencias de los clientes
- ___ Cumplir las normas técnicas del olivar
- ___ Incrementar su prestigio
- ___ Otros (indicar: _____)

8.4 IMPORTANCIA CONCEDIDA A DIVERSOS FACTORES AL PRODUCIR
(marcar una X por fila, de 1 (ninguna importancia), a 5 (máxima importancia)):

	1	2	3	4	5
Beneficio económico					
Ir a lo seguro					
Prestigio personal					
Respeto al medio ambiente					
Obtener productos sanos					
Generar empleo					
Generar paisaje de calidad y mantener el patrimonio					
Contribuir a la oferta recreativa y turística					
Otros factores (indicar: _____)					

9. DATOS PERSONALES DE LA PERSONA ENTREVISTADA

9.1 NOMBRE Y APELLIDOS: _____

9.2 SEXO (marcar con una X):

☐ Hombre ☐ Mujer

9.3 EDAD: _____ (o marcar con una X):

☐ 18-24 años ☐ 35-44 años ☐ 55-64 años
☐ 25-34 años ☐ 45-54 años ☐ \geq 65 años

9.4 ESTADO CIVIL (marcar con una X):

☐ Soltero
☐ Viudo
☐ Casado
☐ Separado
☐ Otros

9.5 NIVEL DE ESTUDIOS (marcar una X):

☐ Sin estudios
☐ Educación primaria
☐ Educación secundaria/bachillerato
☐ Formación Profesional
☐ Universitarios medios (graduado/a)
☐ Universitarios superior (máster/doctor)

MUCHAS GRACIAS POR SU COLABORACIÓN

ANEXO 5

RESULTADOS DE LOS INDICADORES
EDÁFICOS MUESTREADOS EN LA
DENOMINACIÓN DE ORIGEN PROTEGIDA
ESTEPA, SEVILLA, EN ANDALUCÍA (ESPAÑA)
JUNTO AL CRITERIO DE SELECCIÓN DE
VARIABLES REPRESENTATIVAS EMPLEADO

1. LISTADO COMPLETO DE VARIABLES EDÁFICAS FÍSICO-QUÍMICAS ANALIZADAS

Tabla Anexo 5.1 Variables edáficas analizadas indicando su unidad, utilidad, y el procedimiento que se siguió en cada una de ellas (Ecuación y Metodología), donde P: peso (g); V: volumen (cm³)

Variable (unidad)	Utilidad	Ecuación y Metodología
Densidad aparente (g cm ⁻³)	Indicador de compactación del medio	$Densidad\ aparente = Masa\ Suelo\ Seco \cdot V_i^{-1}$
Fracción edáfica > 2 mm (%)	Indicadores estructurales del suelo	Tamización de las muestras
Fracción edáfica < 2 mm (%)		
Gravas (%)		
Arenas (%)	Indicadores texturales del suelo. Criterio USDA (arenas: 2 mm-50 µm; limos: 50 µm-2 µm; arcillas: < 2 µm)	Densitómetro de Bouyoucos
Limos (%)		
Arcillas (%)		
Fracciones finas (%)		FF = Limos + Arcillas
Porosidad (%)	Cantidad total de poros edáficos	$V_{muestra} - V_{suelo\ seco} = V_{poros}; \% Porosidad = \frac{V_{poros}}{V_{sonda}} \cdot 100$
Humedad (%)	Cantidad de poros edáficos con agua	$P_{inicial} - P_{seco} = P_{agua}; \% Humedad = \frac{P_{agua}}{P_{inicial}} \cdot 100$
Aireación (%)	Cantidad de poros edáficos con aire	Aireación = Porosidad – Humedad
Profundidad útil suelo (cm)	Altura del suelo	Estimación directa
Peso suelo (t ha ⁻¹)	Cantidad de suelo por unidad de superficie	$P = 100 \cdot altura \cdot Densidad\ aparente$
Textura (---)	Clasificación textural del suelo	Triángulo de texturas
pH (---)	Indicador de acidez o basicidad del medio	Estimación directa
Conductividad (µS cm ⁻¹)	Grado de salinidad del medio	
Materia orgánica (%)	Indicador de fertilidad del suelo	$Materia\ orgánica = 1.724 \cdot [Carbono]$; Cálculo indirecto a través de la estimación, por colorimetría, del carbono edáfico (%)
β-glucosidasa (µmol p-nitrofenol gr ⁻¹ h ⁻¹)	Descomposición carbohidratos a azúcares como recurso para microorganismos edáficos	Colorimetría
Fosfatasa (µmol p-nitrofenol gr ⁻¹ h ⁻¹)	Transformación de fósforo orgánico a fosfatos (nutriente vegetal primario)	
Nitratos (ppm)	Indicador de contaminación difusa del suelo	Colorimetría
Fosfatos (ppm)		
Potasio (µg gr ⁻¹)		Fotometría de llama

2. RESULTADOS DE LAS CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS ENTRE LOS DIFERENTES REGÍMENES DE GESTIÓN DEL AGUA EN NIVELES EQUIVALENTES DE EROSIÓN

Tabla Anexo 5.2 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar de *Estepa* (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

Gestión	Secano	Regadío	p-valor
	$\bar{X} \pm ES$	$\bar{X} \pm ES$	
Densidad aparente	1,27 \pm 0,08	1,41 \pm 0,04	0,001***
Fracción edáfica > 2 mm	52,16 \pm 1,84	50,64 \pm 0,27	0,053
Fracción edáfica < 2 mm	47,84 \pm 1,84	49,36 \pm 0,18 \pm 0,27	0,053
Gravas	1,96 \pm 1,87	0,18 \pm 0,18	0,030**
Arenas	55,85 \pm 13,42	61,67 \pm 4,12	0,261
Limos	25,74 \pm 6,17	22,57 \pm 5,71	0,304
Arcillas	18,40 \pm 7,25	15,76 \pm 1,60	0,332
Fracciones finas	44,15 \pm 13,42	38,33 \pm 4,12	0,261
Porosidad	59,93 \pm 3,68	57,02 \pm 1,71	0,085
Humedad	23,83 \pm 6,54	37,70 \pm 4,78	<0,001**
Aireación	36,10 \pm 3,76	19,33 \pm 3,07	<0,001***
Profundidad útil suelo	89,35 \pm 21,78	69,01 \pm 12,70	0,039*
Peso suelo	11.207,14 \pm 2133,96	9695,78 \pm 1580,05	0,130
Textura	franco-arenosa	franco-arenosa	---

Tabla Anexo 5.3 Valores medios (\bar{X}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas, incluyendo su unidad, estimadas en cada tipología de manejo agrario del olivar de *Estepa* (i.e. secano o regadío). Se adjuntan los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

Gestión	Secano	Regadío	p-valor
	$\bar{X} \pm ES$	$\bar{X} \pm ES$	
pH	8,04 \pm 0,15	8,00 \pm 0,17	0,671
Conductividad	250,90 \pm 8,97	284,28 \pm 9,82	<0,001***
Materia orgánica	1,96 \pm 0,61	1,57 \pm 0,55	0,196
β -glucosidasa	1,16 \pm 0,11	1,63 \pm 0,33	0,002***
Fosfatasa	0,47 \pm 0,07	0,46 \pm 0,07	0,890
Nitratos	4,72 \pm 0,30	6,03 \pm 0,51	<0,001***
Fosfatos	0,78 \pm 0,14	1,26 \pm 0,24	<0,001***
Potasio	63,93 \pm 8,50	70,36 \pm 3,35	0,066

3. RESULTADOS DE LAS CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS CONSIDERANDO TODOS LOS ESTADOS EROSIVOS Y REGÍMENES DE GESTIÓN DEL AGUA

Tabla Anexo 5.4 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables físicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar de *Estepa* (i.e. secano o regadío), incluyendo la caracterización de la textura del suelo. Los superíndices entre *a-f* indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes

Gestión	Secano				Regadío	
Estado erosivo	Nulo ($\bar{x} \pm ES$)	Leve ($\bar{x} \pm ES$)	Moderado ($\bar{x} \pm ES$)	Grave ($\bar{x} \pm ES$)	Moderado ($\bar{x} \pm ES$)	Grave ($\bar{x} \pm ES$)
Densidad aparente	1,11 \pm 0,01 ^a	1,12 \pm 0,02 ^a	1,20 \pm 0,02 ^b	1,34 \pm 0,01 ^c	1,38 \pm 0,01 ^c	1,44 \pm 0,01 ^d
Fracción edáfica > 2 mm	50,23 \pm 0,44 ^a	53,22 \pm 0,47 ^b	50,44 \pm 0,10 ^a	53,88 \pm 0,02 ^b	50,42 \pm 0,09 ^a	50,86 \pm 0,06 ^a
Fracción edáfica < 2 mm	49,77 \pm 0,44 ^a	46,78 \pm 0,47 ^b	49,56 \pm 0,10 ^a	46,12 \pm 0,02 ^b	49,58 \pm 0,09 ^a	49,14 \pm 0,06 ^a
Gravas	11,28 \pm 0,42 ^a	7,25 \pm 0,04 ^b	3,71 \pm 0,06 ^c	0,22 \pm 0,01 ^d	0,36 \pm 0,02 ^d	0,00 \pm 0,00 ^d
Arenas	36,18 \pm 0,19 ^a	61,51 \pm 0,09 ^b	43,29 \pm 0,08 ^c	68,41 \pm 0,05 ^d	65,52 \pm 0,11 ^e	57,82 \pm 0,06 ^f
Limos	52,41 \pm 0,02 ^a	24,05 \pm 0,10 ^b	31,52 \pm 0,03 ^c	19,97 \pm 0,02 ^d	17,23 \pm 0,01 ^e	27,91 \pm 0,04 ^f
Arcillas	11,41 \pm 0,17 ^a	14,44 \pm 0,01 ^b	25,18 \pm 0,09 ^c	11,62 \pm 0,07 ^a	17,25 \pm 0,12 ^d	14,27 \pm 0,02 ^b
Fracciones finas	63,82 \pm 0,19 ^a	38,49 \pm 0,09 ^b	56,70 \pm 0,08 ^c	31,59 \pm 0,05 ^d	34,48 \pm 0,11 ^e	42,18 \pm 0,06 ^f
Porosidad	68,33 \pm 0,77 ^a	62,58 \pm 0,03 ^b	60,04 \pm 0,81 ^c	59,83 \pm 0,06 ^d	58,64 \pm 0,01 ^e	55,41 \pm 0,06 ^f
Humedad	35,10 \pm 0,35 ^a	31,03 \pm 0,02 ^b	25,30 \pm 0,06 ^c	22,38 \pm 0,01 ^d	41,12 \pm 0,26 ^e	34,27 \pm 0,04 ^f
Aireación	33,23 \pm 0,74 ^a	31,55 \pm 0,05 ^b	34,74 \pm 0,86 ^c	37,45 \pm 0,06 ^d	17,52 \pm 0,26 ^e	21,14 \pm 0,02 ^f
Profundidad útil suelo	141,70 \pm 3,00 ^a	124,30 \pm 1,70 ^b	109,50 \pm 1,87 ^c	69,20 \pm 1,59 ^d	80,81 \pm 0,87 ^e	57,20 \pm 0,66 ^f
Peso suelo	15.728,70 \pm 541,60 ^a	13.921,60 \pm 112,75 ^b	13.140,00 \pm 315,71 ^b	9272,80 \pm 266,18 ^c	11.151,78 \pm 150,46 ^d	8236,80 \pm 136,81 ^c
Textura	franco-limosa	franco-arenosa	franca	franco-arenosa	franco-arenosa	franco-arenosa

Tabla Anexo 5.5 Valores medios (\bar{x}) y error estándar (ES) de las variables químicas edáficas estimadas, especificando su unidad entre paréntesis, en cada tipología de manejo agrario del olivar de *Estepa* (i.e. seco o regadío). Los superíndices entre *a-f* indican los grupos clasificatorios generados en los test post-hoc para establecer las categorías semejantes

Gestión	Secano				Regadío	
Estado erosivo	Nulo ($\bar{x} \pm ES$)	Leve ($\bar{x} \pm ES$)	Moderado ($\bar{x} \pm ES$)	Grave ($\bar{x} \pm ES$)	Moderado ($\bar{x} \pm ES$)	Grave ($\bar{x} \pm ES$)
pH	8,55 \pm 0,03 ^a	8,27 \pm 0,01 ^b	8,18 \pm 0,01 ^c	7,90 \pm 0,02 ^d	8,16 \pm 0,02 ^c	7,85 \pm 0,01 ^d
Conductividad	192,11 \pm 1,47 ^a	211,67 \pm 1,72 ^b	243,01 \pm 1,71 ^c	258,79 \pm 2,03 ^d	275,70 \pm 1,95 ^e	292,86 \pm 1,84 ^f
Materia orgánica	3,70 \pm 0,08 ^a	2,90 \pm 0,02 ^b	2,54 \pm 0,02 ^c	1,39 \pm 0,01 ^d	2,08 \pm 0,02 ^e	1,06 \pm 0,03 ^f
β -glucosidasa	1,40 \pm 0,01 ^a	1,33 \pm 0,02 ^b	1,27 \pm 0,01 ^c	1,06 \pm 0,02 ^a	1,32 \pm 0,01 ^b	1,34 \pm 0,01 ^b
Fosfatasa	0,26 \pm 0,01 ^a	0,46 \pm 0,02 ^b	0,41 \pm 0,01 ^b	0,53 \pm 0,02 ^c	0,40 \pm 0,01 ^b	0,53 \pm 0,01 ^c
Nitratos	2,85 \pm 0,14 ^a	3,88 \pm 0,15 ^b	4,48 \pm 0,12 ^c	4,97 \pm 0,02 ^c	5,61 \pm 0,15 ^d	6,46 \pm 0,11 ^e
Fosfatos	0,19 \pm 0,01 ^a	0,36 \pm 0,01 ^b	0,65 \pm 0,01 ^c	0,91 \pm 0,01 ^d	1,04 \pm 0,03 ^e	1,48 \pm 0,02 ^f
Potasio	84,47 \pm 1,42 ^a	82,64 \pm 0,45 ^a	71,80 \pm 0,49 ^b	56,05 \pm 0,76 ^c	73,18 \pm 0,84 ^b	67,53 \pm 0,71 ^d

4. SELECCIÓN DE LAS VARIABLES CON MAYOR REPRESENTATIVIDAD

4.1 Realización de un Análisis de Componentes Principales (ACP) entre los diferentes regímenes de gestión del agua en niveles equivalentes de erosión

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para las variables físico-químicas edáficas analizadas teniendo en cuenta solamente el manejo agrario (i.e. secano o regadío) como principal factor del análisis. Dicha aproximación estadística sólo se llevó a cabo en los datos provenientes de los niveles erosivos equivalentes entre ambos modelos de manejo agrario.

Se observó la existencia de una colinealidad altamente significativa entre las variables analizadas, obteniendo un Valor Determinante inferior a 0,001***. Siguiendo el criterio de selección de componentes principales con un autovalor mayor a 1, los resultados evidenciaron que a partir del conjunto total de las variables edáficas evaluadas, solamente con el uso de 3 componentes se recopilaba el 97.83% de la varianza de los datos (Tabla Anexo 5.6):

Tabla Anexo 5.6 Resultados del ACP acorde a los manejos agrarios de secano y regadío en niveles erosivos equivalentes. Se adjuntan, para cada componente principal seleccionado, su autovalor, el porcentaje de la varianza que explica (% Varianza), y el porcentaje de varianza acumulada mediante la combinación de los diversos componentes (% Varianza acumulada)

Componente	Autovalor	% Varianza	% Varianza acumulada
1	11,329	53,946	53,946
2	6,270	29,856	83,802
3	2,946	14,031	97,833

Dichos resultados se adjuntan en un gráfico de sedimentación (Fig. Anexo 5.1):

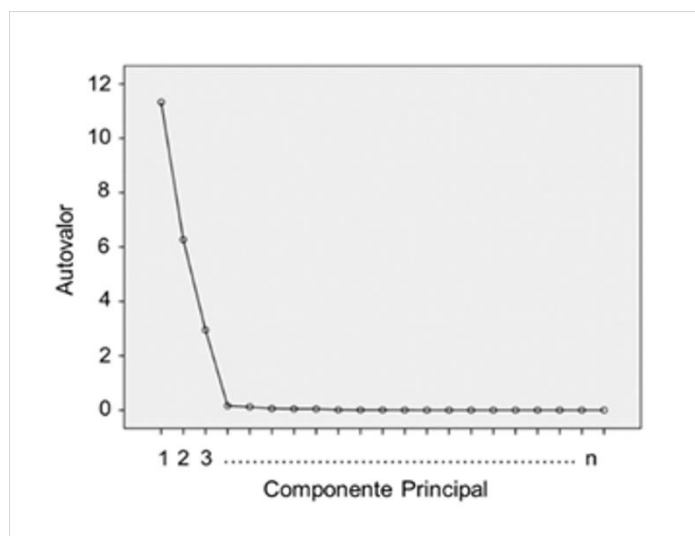


Figura Anexo 5.1 Gráfico de sedimentación del ACP realizado en cuanto a los manejos olivareros analizados

A través de la estimación de los componentes principales, se determinó, en la Tabla Anexo 5.7, qué variables presentaron una mayor influencia en cada uno de los componentes seleccionados (valor de correlación $> 0,5$).

Tabla Anexo 5.7 Grado de correlación de cada variable edáfica analizada para cada componente seleccionado mediante el ACP

Variable	Componente		
	1	2	3
Densidad aparente	-0,925	---	---
Fracción edáfica > 2 mm	---	-0,932	---
Fracción edáfica < 2 mm	---	0,932	---
Gravas	0,956	---	---
Arenas	-0,735	---	-0,576
Limos	---	---	0,860
Arcillas	0,913	---	---
Fracciones finas	0,735	---	0,576
Porosidad	0,678	-0,594	---
Humedad	---	0,802	---
Aireación	---	-0,822	---
Profundidad útil suelo	0,992	---	---
Peso suelo	0,948	---	---
pH	0,815	---	---
Conductividad	-0,842	0,514	---
Materia orgánica	0,940	---	---
β -glucosidasa	---	0,724	---
Fosfatasa	-0,708	---	---
Nitratos	-0,806	0,554	---
Fosfatos	-0,866	---	---
Potasio	---	0,859	---

Se observó, para el primer componente, una elevada influencia positiva de los parámetros texturales edáficos como las gravas, arcillas o fracciones finas, destacando también la influencia de las variables de porosidad, profundidad útil y peso de suelo, así como del pH y la materia orgánica. Por el contrario, la densidad aparente junto con las arenas, la conductividad eléctrica y la concentración de fosfatasa, nitratos y fosfato presentaron una fuerte correlación negativa en este componente. El segundo componente mostró influencias positivas de la fracción del suelo < 2 mm, la humedad y parámetros químicos como la conductividad eléctrica, β -glucosidasa, nitratos y potasio, destacando una influencia negativa del contenido en suelo de porosidad y aireación. Finalmente, los limos y las fracciones finas contribuyeron positivamente a la formación del tercer componente, evidenciándose una relación negativa por parte de las arenas.

4.2 Realización de un Análisis de Componentes Principales (ACP) considerando todos los estados erosivos y regímenes de gestión del agua

Se realizó un ACP para todos los estados erosivos, evidenciándose una colinealidad altamente significativa entre las variables edáficas cuantificadas al obtener un Valor Determinante inferior a 0,001***. Acorde al criterio de selección de componentes principales con un autovalor mayor a 1, los resultados evidenciaron que con el uso de 4 componentes se recopilaba el 94.71% de la varianza de los datos (Tabla Anexo 5.8):

Tabla Anexo 5.8 Resultados del ACP para todos los niveles erosivos. Se adjuntan, para cada componente principal seleccionado, su autovalor, el porcentaje de la varianza que explica (% Varianza), y el porcentaje de varianza acumulada mediante la combinación de los diversos componentes (% Varianza acumulada)

Componente	Autovalor	% Varianza	% Varianza acumulada
1	12,724	60,591	60,591
2	4,214	20,064	80,655
3	1,831	8,720	89,375
4	1,120	5,335	94,710

Dichos resultados se adjuntan gráficamente en la Figura Anexo 5.2:

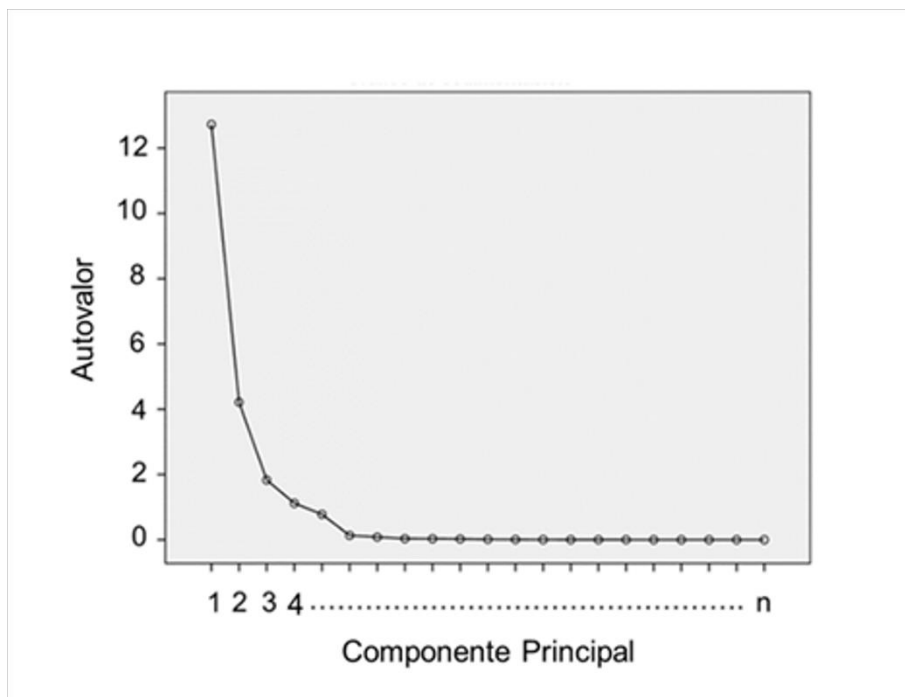


Figura Anexo 5.2 Gráfico de sedimentación del ACP realizado en cuanto a los estados erosivos y regímenes de gestión del agua

De nuevo se determinó, en la Tabla Anexo 5.9, qué variables presentaron una mayor influencia en cada uno de los componentes seleccionados (valor de correlación > 0,5).

Tabla Anexo 5.9 Grado de correlación de cada variable edáfica analizada para cada componente seleccionado mediante el ACP

Variable	Componente			
	1	2	3	4
Densidad aparente	-0,907	---	---	---
Fracción edáfica > 2 mm	---	-0,915	---	---
Fracción edáfica < 2 mm	---	0,915	---	---
Gravas	0,964	---	---	---
Arenas	-0,773	---	---	---
Limos	0,794	---	---	-0,502
Arcillas	---	---	-0,595	0,722
Fracciones finas	0,773	---	---	---
Porosidad	0,932	---	---	---
Humedad	---	0,763	0,637	---
Aireación	---	-0,753	-0,506	---
Profundidad útil suelo	0,977	---	---	---
Peso suelo	0,961	---	---	---
pH	0,952	---	---	---
Conductividad	-0,941	---	---	---
Materia orgánica	0,979	---	---	---
β -glucosidasa	-0,546	0,540	---	---
Fosfatasa	-0,840	---	---	---
Nitratos	-0,939	---	---	---
Fosfatos	-0,930	---	---	---
Potasio	0,780	---	---	---

Se observó la influencia positiva sobre el primer componente del contenido en gravas, limos, fracciones finas, porosidad, profundidad útil y peso de suelo, además de las variables pH y potasio. Por otro lado, la densidad aparente, arenas y el resto de los parámetros químicos mostraron una correlación negativa. Para el segundo componente, la fracción del suelo < 2 mm, la humedad y la β -glucosidasa evidenciaron una influencia positiva, mientras que la fracción > 2 mm junto con la aireación mostraron tendencias negativas. En el tercer componente, la humedad contribuyó positivamente, mientras que el contenido en arcillas y aireación tuvieron una influencia negativa. Para el cuarto componente, se detectó una contribución positiva de las fracciones finas junto a una tendencia negativa de las arcillas.

4.3 Selección de variables edáficas

A partir de las matrices de correlación, se simplificó el número de variables, eliminando del cuerpo principal de la investigación, aquéllos indicadores edáficos redundantes desde el punto de vista físico (Tabla Anexo 5.10) o químico (Tabla Anexo 5.11).

Tabla Anexo 5.10 Matriz de correlaciones entre las variables físicas edáficas. Los valores numéricos se corresponden con los p-valores resultantes de los test estadísticos (p > 0,05: no significativo; p < 0,05*: significativo; p < 0,01**: muy significativo; p < 0,001***: altamente significativo)

Valores de significación de las Correlaciones													
	Densidad aparente	Fracción edáfica > 2 mm	Fracción edáfica < 2 mm	Gravas	Arenas	Limos	Arcillas	Fracciones finas	Porosidad	Humedad	Aireación	Profundidad útil suelo	Peso suelo
Densidad aparente	---	0,880	0,000***	0,880	0,003**	0,003**	0,863	0,003**	0,000***	0,229	0,004**	0,000***	0,000***
Fracción edáfica > 2 mm	0,880	---	0,491	0,000***	0,002**	0,024*	0,054	0,002**	0,804	0,004**	0,019*	0,443	0,268
Fracción edáfica < 2 mm	0,880	0,000	---	0,491	0,002**	0,024*	0,054	0,002**	0,804	0,004**	0,019*	0,443	0,268
Gravas	0,000***	0,491	0,491	---	0,000***	0,000***	0,377	0,000***	0,000***	0,999	0,074	0,000***	0,000***
Arenas	0,003**	0,002**	0,000***	0,002**	---	0,000***	0,248	0,248	0,002**	0,873	0,197	0,000***	0,000***
Limos	0,003**	0,024*	0,000***	0,024*	0,000***	---	0,470	0,000***	0,000***	0,957	0,178	0,000***	0,001***
Arcillas	0,863	0,054	0,377	0,054	0,248	0,470	---	0,000***	0,166	0,592	0,942	0,835	0,632
Fracciones finas	0,003**	0,002**	0,000***	0,002**	0,248	0,000***	0,000***	---	0,002**	0,873	0,197	0,000***	0,000***
Porosidad	0,000***	0,804	0,000***	0,804	0,002**	0,000***	0,166	0,002**	---	0,731	0,021**	0,000***	0,000***
Humedad	0,229	0,004**	0,999	0,004**	0,873	0,957	0,592	0,873	0,731	---	0,000***	0,855	0,883
Aireación	0,004**	0,004**	0,019*	0,074	0,019*	0,197	0,178	0,942	0,197	0,021*	---	0,057	0,123
Profundidad útil suelo	0,000***	0,443	0,000***	0,443	0,000***	0,000***	0,835	0,000***	0,000***	0,855	0,057	---	0,000***
Peso suelo	0,000***	0,268	0,000***	0,268	0,000***	0,001**	0,632	0,000***	0,000***	0,883	0,123	0,000***	---

Tabla Anexo 5.11 Matriz de correlaciones entre las variables químicas edáficas. Los valores numéricos se corresponden con los p-valores resultantes de los test estadísticos ($p > 0,05$: no significativo; $p < 0,05^*$: significativo; $p < 0,01^{**}$: muy significativo; $p < 0,001^{***}$: altamente significativo)

Valores de significación de las Correlaciones								
	pH	Conductividad	Materia orgánica	β -glucosidasa	Fosfatasa	Nitratos	Fosfatos	Potasio
pH	---	0,000***	0,000***	0,010*	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
Conductividad	0,000***	---	0,000***	0,001**	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
Materia orgánica	0,000***	0,000***	---	0,006**	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***
β -glucosidasa	0,010*	0,001**	0,006**	---	0,032*	0,000***	0,000***	0,739
Fosfatasa	0,000***	0,000***	0,000***	0,032*	---	0,000***	0,000***	0,000***
Nitratos	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	---	0,000***	0,001**
Fosfatos	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	0,000***	---	0,000***
Potasio	0,000***	0,000***	0,000***	0,739	0,000***	0,001**	0,000***	---

Aunque la existencia de correlaciones significativas y colinealidad entre las variables analizadas es una limitación de la investigación, este resultado se explica por sí mismo, ya que todas las variables del suelo se encuentran relacionadas entre sí.

Por ejemplo, una mayor compactación del territorio suele ir acompañada de una menor profundidad útil del suelo, condicionando el peso de suelo, su densidad aparente y porosidad. La porosidad edáfica está relacionada con la humedad y la aireación del suelo, así como con las variables texturales.

Por otro lado, los valores de pH condicionan la conductividad eléctrica del territorio, y parámetros como la materia orgánica, los indicadores de actividad enzimática del suelo, o los indicadores de contaminación (i.e. nitratos y fosfatos) o productividad (i.e. potasio) están relacionados con variables físicas como la porosidad.

En este sentido, se verificó la existencia de múltiples correlaciones significativas entre las variables físicas analizadas, procediéndose a la eliminación de las siguientes variables:

- a) densidad aparente, debido a su correlación con la porosidad y el peso del suelo;
- b) fracciones edáficas mayores y menores a 2 mm, debido a su correlación con los parámetros texturales del suelo;
- c) fracciones finas, por su carácter redundante frente a las variables arcillosas; y
- d) profundidad útil del suelo, por su relación intrínseca con el peso de suelo.

En términos generales se detectó un alto grado de correlación entre todas las variables químicas edáficas analizadas. Por lo tanto, se prescindieron de los siguientes indicadores:

- a) conductividad, por su elevada correlación con el pH;
- b) β -glucosidasa, por su estrecha relación con la materia orgánica; y
- c) fosfatos y potasio, dejando la concentración de nitratos como indicador del uso de fertilizantes NPK en el área de estudio.

Finalmente, en la Tabla Anexo 5.12 se adjuntan las variables seleccionadas mediante las que se llevó a cabo la consecución de los objetivos del Capítulo 2 de la presente tesis doctoral:

Tabla Anexo 5.12 Variables edáficas seleccionadas en base al ACP y los análisis de correlación realizados

Variables físicas edáficas	Variables químicas edáficas
Gravas	pH
Arenas	Materia orgánica
Limos	Fosfatasa
Arcillas	Nitratos
Porosidad	
Humedad	
Peso suelo	
Textura	



ANEXO 6

Rodríguez Sousa AA, Parra-López C, Sayadi-Gmada S, Barandica JM, Rescia AJ (2020) A multifunctional assessment of integrated and ecological farming in olive agroecosystems in southwestern Spain using the Analytic Hierarchy Process. *Ecol Econ* 173:106658. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106658>



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Economics

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolecon

Analysis

A multifunctional assessment of integrated and ecological farming in olive agroecosystems in southwestern Spain using the Analytic Hierarchy Process

A.A. Rodríguez Sousa^{a,*}, C. Parra-López^b, S. Sayadi-Gmada^b, J.M. Barandica^a, A.J. Rescia^a^a Department of Biodiversity, Ecology and Evolution (BEE), Teaching Unit of Ecology (UDECO), Faculty of Biological Sciences, University Complutense of Madrid, C/ José Antonio Novais 12, 28040 Madrid, Spain^b Department of Agricultural Economics and Sociology, Andalusian Institute of Agricultural Research (IFAPA), Camino de Purchil s/n, 18080 Granada, Spain

ARTICLE INFO

Keywords:

Agricultural supply
Farm income
Hierarchical analysis
Management practices
Olive-growing sector
Social demand

ABSTRACT

Olive agroecosystems have for several decades undergone management changes aimed to meet the demands of new agricultural policy trends and of consumers and society. While the main role of olive groves is the production of olives and oil, its multifunctional performance is supported through the European and regional legislative framework, promoting the recognition of non-productive ecosystem services provided by agriculture to society. The objective of this work is to compare two types of olive grove management (integrated and ecological) under the multifunctionality of agriculture (MFA) approach, in *Estepa* (Andalusia, Spain). To this end, environmental, economic and social indicators were considered. Subsequently, the multifunctional behaviour of olive groves under different management schemes was evaluated using the multicriteria Analytic Hierarchy Process (AHP) methodology. Ecological farming presented greater valuation in the satisfaction of social demands, with better weightings in all the indicators evaluated, except for farm income and *Lepidoptera* richness. Thus, the implementation of practices related to ecological management leads to a greater multifunctionality of olive groves. It is thus fundamental that multi-scale policies consider the value of the environmental externalities of this type of management, favouring its implementation to contribute positively to the multifunctionality and sustainability of olive groves in Andalusia.

1. Introduction

Throughout recent history, agricultural management has been transformed to meet a growing demand for food. Agricultural systems went from preferentially extensive management to an increasingly intensified form of farming due to the exponential growth of the world's population and food demand (Pingali, 2012). This intensification has been especially relevant in olive agroecosystems from the nineteenth century, increasing their plantation density and production level (Infante-Amate et al., 2016). This crop is particularly represented in the Mediterranean Basin, and its management has been traditionally extensive. In Europe, of the 175 Mha of Useful Agricultural Surface (UAS), 5 Mha correspond to olive groves (EUROSTAT, 2018). Particularly in Spain, olive groves represent 50% of the Mediterranean olive-growing area (more than 1.5 Mha in Andalusia, southern Spain). Spain is also the main producer and exporter of olive oil worldwide (INE, 2014). The process of intensification of olive groves in the European Union responded not only to the growing demand for food products, but also to a productivist trend related to the Common Agricultural Policy

(CAP) in its early stages. In Spain, in the 1980s and 1990s, some farms adapted to the new demands by intensifying their management to increase production, while others were abandoned, especially those located in marginal areas with low profitability (Duarte et al., 2008).

As these processes were consolidated in the olive groves of Spain, in addition to the social and economic consequences of the intensification, the first environmental effects were manifested. These effects gave rise to alternative, more sustainable forms of agricultural management. On the one hand, a type of integrated management emerged allowing the use of chemical fertilizers controlled by technical agencies and the implementation of deficit irrigation in situations of water stress (MAPAMA, 2002; BOJA, 2016). On the other hand, ecological/organic farming became increasingly common, making use of organic fertilizers and favouring the development of vegetation covers, which minimizes the loss of soil fertility derived from erosive processes (Zuazo et al., 2009).

In this sense, it is worth highlighting the current relevance of ecological olive-growing. According to Rodríguez-Pleguezuelo et al. (2018), the expansion of the cultivation of olive groves in the

* Corresponding author.

E-mail address: antonr05@ucm.es (A.A. Rodríguez Sousa).<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106658>Received 27 May 2019; Received in revised form 12 March 2020; Accepted 17 March 2020
0921-8009/ © 2020 Elsevier B.V. All rights reserved.

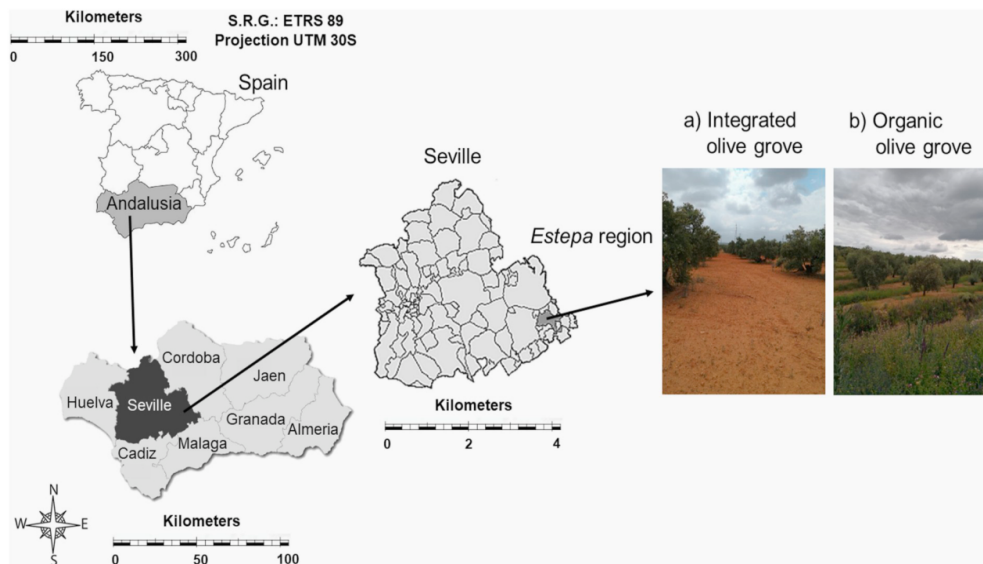


Fig. 1. Geographical location of the PDO Estepa.

Mediterranean Basin is due to the higher specialisation throughout farming systems in recent decades. At European level, the number of farms has expanded from fewer than 20,000 in 1991 to 340,000 in 2014 (EC, 2013). Specifically, in Spain and in Andalusia region, of the 1.5 million hectares cultivated in olive groves, more than 3.5% of the total area is under ecological management (Rodríguez-Pleguezuelo et al., 2018). Additionally, according to Solomou and Sfougaris (2014), the organic farming protects biodiversity, biological cycles, and natural soil activity and keeps off-farm inputs to a minimum while supporting techniques that conserve ecological equilibrium.

In this way, European and regional administrations have supported the development of ecological and other management models that highlight the multifunctionality of agriculture (MFA) in general, and of olive-growing landscapes in particular, based on the provision of ecosystem services (ES) (Martínez-Sastre et al., 2017). Currently, MFA, understood as the provision of multiple ES, is recognized by the CAP and by regional policies, with the cultivation of olive groves eligible for agro-environmental subsidies for the generation of income (BOJA, 2015). Specifically, it is recognized that olive groves contribute to the provision of: regulating ES (i.e. carbon sequestration capacity or erosion control) (Gómez et al., 2004; Lal, 2004); (socio-)cultural ES, due to the deep-rooted tradition of these crops and the generation of employment (Martínez-Sastre et al., 2017); provisioning ES (i.e. olives and olive oil); and transversal ES, due to their role as reservoirs of agrobiodiversity (Rescia et al., 2017).

Although sustainability of agricultural systems is essential to ensure the provision of ES, often is difficult to quantify due to its multidimensionality (Cinelli et al., 2014; Guay and Waaub, 2019). Based on MFA framework as an approach to quantify sustainability of agricultural systems, it is worth noting the Triple Bottom Line (TBL), which assess the social, economic and environmental pillars of these systems (Lampridi et al., 2019; Rodríguez Sousa et al., 2019a). Various methodologies can be used to assess sustainability in agriculture, as the Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) or the Multi-Criteria Decision-making Analysis (MCDA) (Miglietta et al., 2019). MCDA is widely appreciated for their ability to integrate the main dimensions of sustainability, providing a holistic focus to decision-making processes in complex contexts such as agriculture and prioritize its sustainability performance through incorporating stakeholder inputs in the form of weighting (Talukder and Hipel, 2018). Within the framework of MCDA,

Analytic Hierarchy Process (AHP) method is systemic and integrative, with the advantage of providing an aggregated overall sustainability. Broadly speaking, AHP allows quantifying subjective information; facilitates the level of agreement between different agents; and it makes possible the achievement of an overall aggregated sustainability evaluation (Parra-López et al., 2008a). While there are numerous studies that have evaluated the externalities of olive groves (López-Pintor et al., 2018; Rodríguez Sousa et al., 2019b), the relevance of using MCDA in order to assess the multifunctionality of olive groves as an integrated approach and estimate their sustainability has been investigated in less detail, highlighting the studies of Parra-López et al. (2008a) and Carmona-Torres et al. (2014). These studies postulate, generally, that the use of experts' knowledge is a good option because of the scientific and technical nature of the analysed criteria (De Luca et al., 2018).

In the present study, an AHP model was developed, within the MCDA framework, to evaluate the multifunctionality of the olive grove landscape of Estepa region as a case study, where olive groves cover 70% of the total area and their products generate an income of €225 M and 10% of the daily wages of Seville. This area produces 30 M kg of olive oil per year, representing 5500 farmers and 19 associated mills (BOJA, 2016). Given that in PDO Estepa there is only integrated and ecological management of the olive grove (BOJA, 2015, 2016), a comparative analysis between both managements was carried. AHP methodology was chosen because it allows the user to obtain a set of relative weights without absolute assertions preserving objectivity, being the goal to achieve a rational comparison of alternatives that respond differently to the integration of environmental and socio-economic indicators, and assess their relationship with society's demands on agriculture through expert knowledge (Parra-López et al., 2008a). At a practical level, the results can be useful for the design of policies for this region, where the olive grove represents an essential economic activity and for which information is otherwise lacking.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study area corresponds to the Protected Designation of Origin (PDO) of Estepa, in Seville, Andalusia (BOJA, 2016) (Fig. 1). It has 39,694 ha of olive groves along with another 20,000 ha for other

agricultural uses (Rescia et al., 2017). The dominant climate is temperate Mediterranean with moderate rainfall of up to 400–500 mm per year (BOJA, 2016). The olive groves, whose average density ranges from 100 to 500 trees ha⁻¹, are located on basic limestone soils, of variable depth (30–150 cm) and with a predominantly loam texture, and thus very susceptible to erosive processes (Rodríguez Sousa et al., 2019c). The predominant agricultural management is rainfed integrated olive growing, with few plots treated with deficit irrigation. Rainfed ecological/organic management is also used by some farmers in the region (BOJA, 2016).

2.2. Data acquisition

2.2.1. Environmental indicators

Based on the Spanish Land Occupancy Information System (SIOSE, 2011), olive groves in the study area were mapped according to their management: integrated or ecological. Through field samples and cartographic information, the annual soil losses (A, t ha⁻¹ year⁻¹) were calculated specifically for PDO *Estepa* in Table 1 using the USLE-RUSLE model (Wischmeier and Smith, 1960; Diodato, 2006), (Eq. (1)):

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P, \quad (1)$$

where A: annual soil losses; R: rain erosivity, obtained from BOJA (2016) report; K: soil erodibility, calibrated experimentally according to Gisbert Blanquer et al.'s (2012) criterion from field data; LS: length and grade of the slope of the territory, obtained from Moreira-Madueño (1991) and BOJA (2016) technical report; C: ground cover, calibrated according to the criteria in Gómez et al. (2003); P: tillage practices, with a value of 1 for the study area due to the fact that all the plots of the PDO *Estepa* presented agricultural tillage practices without mechanical control practices for erosive processes or terraced crops (Rodríguez Sousa et al., 2019b).

Finally, to classify the levels of erosion, the erosion categories postulated by Moreira-Madueño (1991) were used: 1) null; 2) slight; 3) moderate; and 4) severe.

The combinations of type of management and erosion detected were: integrated management with the 4 levels of erosion and ecological farming with only null or moderate erosion. Thus, 6 sample levels were obtained: 1) Integrated olive grove with null erosive state; 2) Integrated olive grove with mild erosive state; 3) Integrated olive grove with moderate erosive state; 4) Integrated olive grove with severe erosive state; 5) Ecological olive grove with null erosive state; and 6) Ecological olive grove with moderate erosive state. Following a random sample design (Fig. 2), a sample size of n = 55 plots was obtained, with 9 plots being sampled within each erosion level corresponding to integrated olive management. On the other hand, all existing ecological olive plots were sampled (n = 19), of which 9 plots had null erosion and 10 plots had moderate erosion.

For the estimation of environmental parameters, a transect 1 km long and 5 m wide was established in each plot. Three equidistant soil samples per plot were obtained. These samples were dried at 105 °C for

24 h and then sieved through a 2 mm mesh, obtaining the fine fraction of the soil. The edaphic carbon content, in percentage, was obtained on this fraction using a colourimetric method with potassium dichromate (Caravaca et al., 2002). Litterfall samples were collected for each plot and were weighed and ground. Their carbon content was estimated using the same methodology.

In addition, adapting the methodology of Gómez et al. (2018), the vegetation in each study plot was sampled. The percentages of bare soil and vegetation cover, subdivided into herbaceous and woody cover, were calculated using squares of 25 × 25 cm per 100 m, obtaining 10 samples per plot. Subsequently, herbaceous vegetation was identified to species level and its abundance calculated. The average grass and legume richness were estimated as herbaceous families related to erosion control and nitrogen fixation (Gómez et al., 2004). Herbaceous plant diversity was calculated for each plot using the Shannon index in Eq. (2) (Spellerberg and Fedor, 2003):

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i, \quad (2)$$

where H': Shannon diversity value, in bits; p_i: relative abundance of each species.

Finally, the richness of diurnal butterflies (*Lepidoptera: Papilionoidea*) in each plot was estimated following the Butterfly Monitoring Scheme (BMS) protocol. These insects are considered bioindicators of quality of agrarian systems due to their extreme sensitivity to harmful agents or changes in the management of agricultural systems (Scandurra et al., 2016).

2.2.2. Economic and social indicators

Once the plots were selected, a survey of owners/managers was carried out to collect information about economic and social indicators. Thus, a total of n = 55 farmers dedicated full-time to the olive grove (i.e. income coming mainly from agriculture, at ≥80%) were surveyed. In these surveys, information was collected regarding: 1) Structural characteristics of the plot under study (i.e. size of the plot; age and density of trees); 2) Data specific to the olive grove sampled (i.e. verification of the cultivation system; degree of satisfaction with the agricultural management); 3) Agronomic practices employed (i.e. use of vegetation cover or irrigation); 4) Adoption of certified quality systems (i.e. Public European Standards, National/Regional Standards); and 5) Productive structure of the plot, such as farm costs (€ ha⁻¹), average olive yield (kg olive ha⁻¹), average selling price of the olive (€ kg olive⁻¹), and number of family labourers, fixed wage earners and temporary employees (n° persons year⁻¹). From this last block of questions, the economic indicator (i.e. farm income, being the subtraction of costs with respect to income from the sale of olives along with the subsidy received through the CAP), and social indicators (family, permanent and temporary labour) were obtained. Table 2 compiles the agricultural management practices based on which the costs of each farm were estimated, specifying the official average cost of each practice published in AEMO (2012).

Table 1

Classification of the olive grove corresponding to the PDO *Estepa* according to its potential level of erosion. Units of annual soil losses (A) and factors R and K are in parentheses. The LS, C and P factors are dimensionless (LS factor is also expressed as a percentage).

Management type	Erosion level	Factors					A (t ha ⁻¹ y ⁻¹)
		R	K	LS	C	P	
		(J ha ⁻¹)	(Mg J ⁻¹)				
Integrated	Null	109.7	0.82	0.00 (0%)	0.16	1	–
	Slight	109.7	0.89	0.18 (3%)	0.16	1	2.81
	Moderate	109.7	0.56	0.70 (7%)	0.16	1	6.88
	Severe	109.7	0.95	2.20 (15%)	0.16	1	36.68
Ecological	Null	109.7	0.82	0.00 (0%)	0.06	1	–
	Moderate	109.7	0.56	0.70 (7%)	0.06	1	2.58

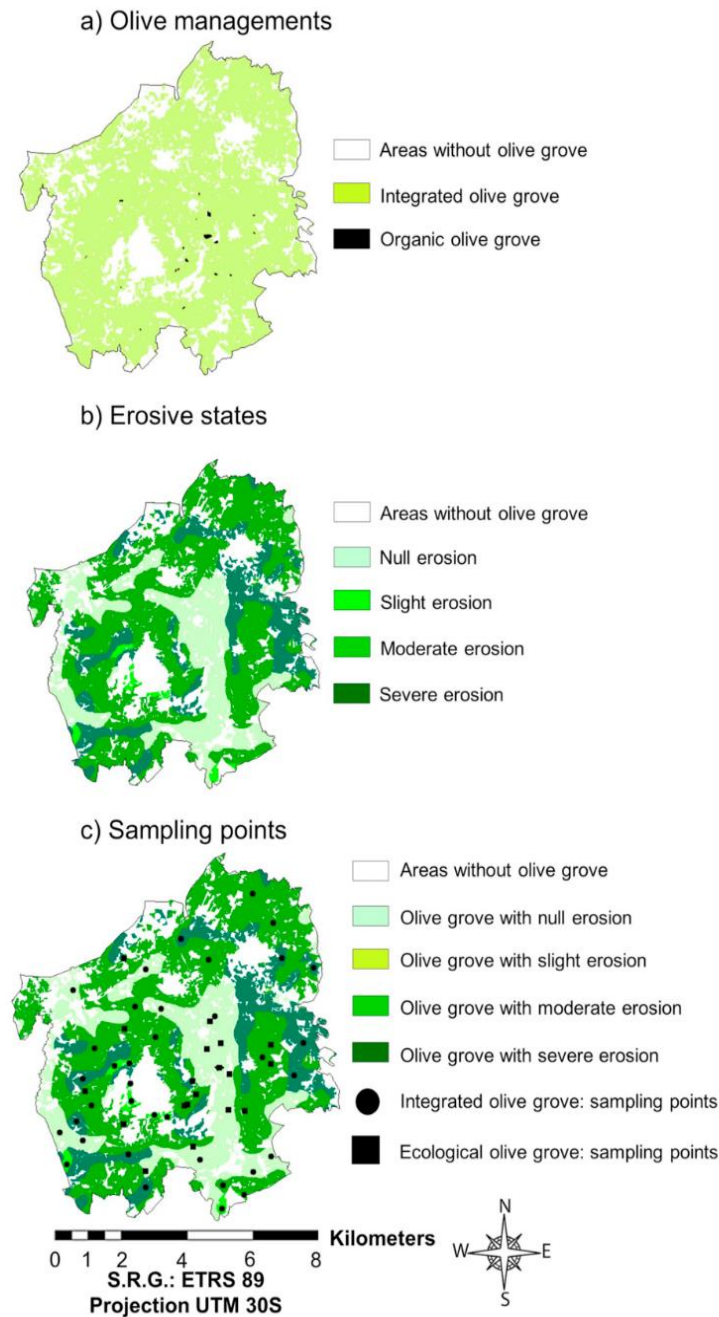


Fig. 2. Sample design carried out in the PDO *Estepa* indicating the olive grove management (a), erosive levels (b), and the sampling points analysed within each erosive level and type of agricultural management (c).

2.3. Multifunctional performance of the olive grove by means of AHP

2.3.1. Model's definition

An emerging set of methodologies in Ecological Economics, derived from the need to study the relationship between natural ecosystems and economy, is that based on MCDA Theory (Alvarez-Guerra et al., 2010; Yatsalo et al., 2011). The multidisciplinary analysis of problems in

which economic, social and environmental indicators are interconnected can involve multiple challenges, such as complexity and uncertainty, when building simple models in search of an optimal solution. However, the choice of a particular method for multicriteria decision-making should be guided by a tradeoff between comprehensiveness and objectivity (Forman and Selly, 2001).

In this sense, Analytic Hierarchy Process (AHP) is a methodology

Table 2

Agricultural practices taken into account for the estimation of farm costs. The average official cost of each of them is also specified in € ha⁻¹ year⁻¹. Irrigation costs for integrated farming only apply when there is deficit irrigation on the plots. *Desvareto* is an agricultural practice related to the removal of stems from the olive tree.

Agricultural practice	Cost for integrated farming	Cost for ecological farming
Pruning	61.60	46.20
Remove pruning residues	35.30	26.40
Desvareto	53.40	42.70
Soil conservation	380.50	263.90
Pesticides and herbicides	155.70	550.00
Fertilization	69.80	128.00
Irrigation	434.00	0.00
Harvesting	595.00	367.00
Annual costs per hectare	1785.30	1424.20

within the MCDA framework, which makes it possible taking complex decisions based on simple models (Forman and Selly, 2001; Cegan et al., 2017). According to Saaty (1994), the main goal of the multi-criteria decision-making process is to develop a learning and consensus process that consolidates the generated patterns. AHP methodology is based on prioritising a set of alternatives according to their contribution to a set of indicators and sub-indicators whose final contribution to the model must add up to one (Linkov and Moberg, 2011; Baudry et al., 2018). AHP is a flexible methodology that makes it possible to decompose a decision problem into its constituent parts and builds hierarchies of criteria and can capture both subjective and objective evaluation measures. This analysis involves defining a decision model in steps ranging from the specific to the general, where only those objectives considered relevant are taken into account for the analysis, assuming independence between objectives (Forman and Selly, 2001).

In our study, the final objective of the proposed model was to determine which type of olive grove management (integrated or ecological) presents a better multifunctional performance according to society's demands on agriculture. To this end, the model (Fig. 3) relates the different economic, social and environmental indicators compiled in the field experiments and the surveys carried out with olive grove owners/managers, with the existing social demands in Spain on agricultural systems. In this sense, an unbalanced design was executed between the numbers of sub-indicators within each indicator due to the fact that the environmental data conform information easy to obtain through the samples carried out, while the social and economic data of the olive grove are often sensitive information of difficult availability.

To summarise, the economic, social and environmental indicators of the model are:

- Economic indicators: refer to the farmers and owners of the cultivated plots and their economic situation. (I.1) Farm income (€ ha⁻¹).
- Social indicators: related to the generation of employment by the olive grove. (II.1) Family labour generated by the olive grove (persons year⁻¹). (II.2) Fixed salaried labour generated by the olive grove (persons year⁻¹). (II.3) Temporary salaried labour generated by the olive grove (persons year⁻¹).
- Environmental indicators: related to the environmental quality of each olive grove management. (III.1) Oxidizable carbon in soil (%). (III.2) Carbon content of litterfall (%). (III.3) Richness of lepidoptera (species). (III.4) Plant diversity (bits). (III.5) Plant cover (%). (III.6) Coverage of herbaceous plants (%). (III.7) Coverage of woody plants (%). (III.8) Less bare soil (%). (III.9) Richness of grasses (species). (III.10) Richness of leguminous plants (species).

The social demands of Spaniards upon agriculture were obtained from the latest Eurobarometer on Europeans, Agriculture and the CAP (EC, 2016). These demands are in Table 3.

2.3.2. Evaluation of the model

Once the structure of the model has been defined, it must be evaluated; that is, the relationships between the different elements/nodes of the model must be quantified.

At the level of alternatives (integrated and ecological olive systems) (Fig. 3), their behaviour with respect to economic, social and environmental indicators was obtained from interviews with olive growers and from field trials. Following the Delphi methodology (Okoli and Pawlowski, 2004), the contribution of these indicators to social demands was evaluated on the basis of interviews with a board of 24 experts from the olive sector belonging to three sectors: 1) research sector (n = 8), related to the influence of each agricultural management and ecological variables; 2) professional sector (n = 8), related to socio-economical aspects; and 3) administrative and governmental sector (n = 8), related to economic aspects and CAP.

The conventional method of evaluation in AHP is that of pairwise comparisons, in which the elements that depend on a node are evaluated by pairs with respect to the node on which they depend (Canis et al., 2010; Saaty and Vargas, 2012). However, it is possible, when the number of nodes is high as in our model, to use the direct rating methodology (Parra-López et al., 2008b; Oliveira et al., 2018; Calabrese et al., 2019). The pairwise comparisons method has some important

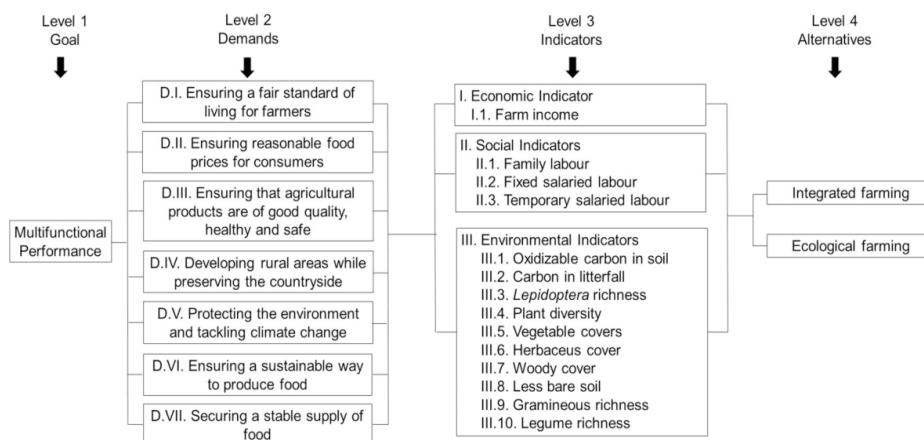


Fig. 3. AHP model defined for the multifunctional evaluation (economic, social and environmental) of olive groves of the PDO *Estepa*.

Table 3

Main social demands of the Spanish population on agriculture specifying, their priorities, in percentage of affirmative answers for each demand.

Demands		Priorities (%)
I	Ensuring a fair standard of living for farmers	62
II	Ensuring reasonable food prices for consumers	61
III	Ensuring that agricultural products are of good quality, healthy and safe	57
IV	Developing rural areas while preserving the countryside	49
V	Protecting the environment and tackling climate change	47
VI	Ensuring a sustainable way to produce food	45
VII	Securing a stable supply of food	37

properties, such as measuring the consistency of the evaluators' judgements, but in complex models can be inoperative; conversely, the direct rating method does not account for consistency but is more operative and practical in such cases (Stam and Silva, 2003; Ananda and Herath, 2009; Carmona-Torres et al., 2014). Thus, the influence of one element on another was obtained using a rating scale ranging from 1 (very weak influence) to 9 (very strong influence) (Carmona-Torres et al., 2014). The direct score used is equivalent to an AHP rating scale where the scale point 9 is 9/1 times greater than the scale point 1, 9/2 times greater than 2, and so on (Forman and Selly, 2001). Thus, the priorities of the indicators within each demand were calculated for each expert. These priorities were then aggregated as the average of all the experts.

Additionally, it was assumed that local priorities of the three major groups of indicators evaluated are equal, contributing equitably to satisfying social demands. This assumption is justified due to the lack of homogeneity in terms of the preferences of the experts and may be conditioned according to the professional sector to which they belong, as has been demonstrated in other studies such as that of Parra-López et al. (2008b). Moreover, since this study uses an unbalanced design, this assumption allows each indicator to be equally weighted, without its priority being biased by the number of sub-indicators evaluated. This assumption is broadly consistent with societal demand in Europe since 85% of people in the EU-25 think that political decision-makers should pay the same degree of attention to environmental concerns as to economic and social factors (EC, 2005).

Finally, postulated alternatives should be prioritised according to their satisfaction of the final goal (global priorities, ωG), or any intermediate node of the model (final priorities, ωF). According to Saaty's (1994) criterion, the final priorities of the alternatives in any indicator of an AHP model could be calculated by means of the weighted sum of the elements that depend on it. For example, according to Eq. (3), for an AHP model with 3 levels (main indicator, sub-indicators and alternatives) one would have:

$$\omega F_{(Ak)} = \sum_{i=1}^I \omega L_{(Ak/i)} \cdot \omega L_{SOi} \quad (3)$$

where $\omega F_{(Ak)}$: final priority of the alternative k ; $\omega L_{(Ak/i)}$: local priority of alternative k with respect to the sub-indicator i depending on the main indicator; ωL_{SOi} : local priority of sub-indicator i with respect to the main indicator; I : number of sub-indicators within the main indicator.

2.3.3. Aggregation and agreement

Although there are multiple ways to unify the experts opinion as the Aggregation of Individual Judgements (Parra-López et al., 2008b), at this case study was used the methodology of Aggregation of Individual Priorities (AIP) (Srdjevic, 2007) to unify the expert opinions for Levels 1, 2 and 3 of the model, assuming that group members act as individuals (Forman and Peniwati, 1998). In this sense, the group average for each node is the arithmetic mean of the individual priorities obtained for each of the decision-makers (Eq. (4)):

$$w_{(i,j)G(g)} = \sum_{n=1}^N w_{(i,j)Ind(n)} / N(g) \quad (4)$$

where, $w_{(i,j)G(g)}$: mean priority for group g (where G groups exist; in our case there are 3 groups of experts) of sub-indicator i with respect to indicator j ; $w_{(i,j)Ind(n)}$: priority of n individual belonging to group g of sub-indicator i with respect to indicator j ; $N(g)$: number of experts in group g .

Thus, the global average is obtained as the arithmetic mean of the priorities for each group (Eq. (5)):

$$w_{(i,j)G} = \sum_{g=1}^G w_{(i,j)G(g)} / G \quad (5)$$

On the other hand, according to Parra-López et al. (2008a), for each node of the AHP model, an index of relative global agreement (RGA, Eq. (6)) was executed to estimate the differences of opinions of individual groups with respect to the average of all groups. The higher the RGA index at a node, the greater the consensus among all groups:

$$RGA = \frac{1}{\sum_{g=1}^G \left(\frac{|w_{(i,j)G(g)} - w_{(i,j)G}|}{w_{(i,j)G}} \right)} \quad (6)$$

where, I : number of nodes or alternatives to the main node.

Although values of the RGA index can range from 0 to ∞ , what is relevant for its application is the hierarchical order of the nodes according to the values of these indexes (Parra-López et al., 2008a). To this end, RGA index was classified into three categories with approximately the same number of nodes according to the average percentile values of the index: $P^{RGA} 1/3$ and $P^{RGA} 2/3$. Thus, the classification into segments would establish nodes with three levels of agreement among experts: 1) low; 2) medium; and 3) high.

3. Results

3.1. Performance of the olive farming system

3.1.1. Performance in the indicators

Average values and standard errors of the economic, social and environmental variables were obtained, forming the basis of the AHP model. In addition, a mean comparison test was performed to discern if the observed differences were significant (Table 4).

Although no significant differences were observed for farm income, the ecological management did generate, in a significant way, greater family employment, and permanent and temporary wage earners. In terms of environmental indicators, a highly significant difference was observed in the carbon content of the soil and litterfall between the two olive crops, with a lower content under integrated management. Integrated management showed a higher average richness of *Lepidoptera* per plot. In terms of plant diversity, highly significant differences were found, with this parameter being greater under ecological farming. Vegetation cover also presented highly significant differences between the two types of olive management analysed, with a greater presence under ecological management, and a greater percentage of herbaceous and woody cover, with a significantly lower percentage of bare soil. Finally, highly significant differences were observed in the average richness of grasses and legumes between the two types of management studied, with higher values of these sub-indicators in the ecological olive grove.

For the correct implementation of the experimental data of each indicator analysed in the AHP model, the experimental and survey data must be standardised (Table 5). That is, within each variable, the performance of the two alternatives must be rescaled to a range from 0 to 1. The same is true for the local priorities of any node.

The influence of all indicators for societal demands was of a positive linear type, with two exceptions: 1) III.4. Plant diversity, that when calculated in bits its influence on the superior hierarchical level was exponential with base 2 ($\omega L = 2^{\text{bits}}$); and 2) III.8. Less bare soil,

Table 4

Means and standard errors (st error) of the variables studied. Significance values (p-values) between both managements are shown, with: $p > 0.05$ not significant; $p < 0.05$ significant; $p < 0.01$ very significant; and $p < 0.001$ highly significant.

Variable (units)	Integrated olive system		Ecological olive system		p-Value
	Mean	st error	Mean	st error	
Farm income (€ ha ⁻¹)	1254.55	315.03	1157.05	258.93	0.115
Family labour (persons year ⁻¹)	4.00	1.77	12.00	2.99	0.000***
Fixed wage-earning labour (persons year ⁻¹)	2.00	1.47	8.00	6.02	0.000***
Temporary wage-earning labour (persons year ⁻¹)	57.00	4.51	98.00	5.55	0.000***
Carbon in soil (%)	2.28	0.97	3.29	0.87	0.000***
Carbon in litterfall (%)	42.18	3.68	51.95	1.83	0.000***
<i>Lepidoptera</i> richness (sps)	2.01	1.16	1.45	1.15	0.015*
Plant diversity (bits)	1.40	0.05	2.10	0.05	0.000***
Vegetation cover (%)	28.51	10.99	57.73	14.18	0.000***
Herbaceous cover (%)	28.37	10.47	56.02	13.16	0.000***
Woody cover (%)	0.14	0.05	1.71	0.30	0.000***
Bare ground (%)	71.49	9.95	42.27	12.21	0.000***
Grass richness (sps)	0.72	0.74	1.70	1.03	0.000***
Legume richness (sps)	0.30	0.52	1.65	0.67	0.000***

presenting a negative relationship to the evaluated societal demands ($\omega L = 1 - \% \text{ Bare soil}$), with the criterion of this sub-indicator being “less bare soil”. Thus, although integrated management obtained a higher value for farm income, ecological agrarian management showed superior behaviour in all social and ecological sub-indicators, with the exception of the richness of *Lepidoptera*. Fig. 4 summarises this information.

Fig. 5 indicates the priorities of the three main groups of indicators together with the priorities of each alternative evaluated in these groups of indicators.

While integrated management showed a higher value than ecological in the economic aspect, the ecological management of the olive grove showed higher values for the social and environmental aspects. Thus, the average values indicated a better performance of the ecological olive grove in terms of multifunctional management ($\omega F = 0.623$), compared to integrated management ($\omega F = 0.377$).

3.1.2. Performance according to the demand and global performances

Table 6 presents the priorities of the management alternatives regarding the satisfaction of the different societal demands, as well as in terms of global performance. It also indicates the level of agreement between the expert groups for each node.

The results obtained indicate that ecological farming system was generally better for all of the studied demands compared to the

integrated management of olive groves, with the demands related to a stable food supply and sustainable food production showing the highest degree of agreement among experts. Thus, the average contribution value of the integrated olive grove was $\omega F = 0.379$, while ecological management had a relative importance of $\omega F = 0.621$. This information is in Fig. 6.

Finally, at a general level, and with an average level of agreement between groups of experts (RGA: 18.238), the ecological olive grove proved to be a better agricultural cultivation system in terms of its multifunctional character ($\omega G: 0.621$) than integrated management ($\omega G: 0.379$).

3.2. Model sensitivity analysis

One of the limitations of the proposed AHP model is that the three groups of indicators had equal priority. Thus, alternative simulations were carried out varying these priorities to evaluate the stability and reliability of the generated AHP model. Thus, while in the main AHP model an equitable local priority was assumed for each group of indicators ($\omega L: 0.333$), different scenarios were generated in which each group was weighted with different local weights (Table 7): a) $\omega L: 0.200$; b) $\omega L: 0.400$; c) $\omega L: 0.600$; d) $\omega L: 0.800$. In addition, two assumptions were made: (1) equitability in terms of weightings in the rest of the groups of indicators in each postulated scenario; and (2) a conservative

Table 5

Priorities of the different indicators and their alternatives.

Nodes of the AHP model	Priorities of indicators	Priorities of alternatives	
		Integrated farming	Ecological farming
I. Economic indicators	0.333	0.520	0.480
I.1. Higher farm income	0.333	0.520	0.480
II. Social indicators	0.333	0.270	0.730
II.1. Higher family labour	0.382	0.250	0.750
II.2. Higher fixed salaried labour	0.322	0.200	0.800
II.3. Higher temporary salaried labour	0.296	0.368	0.632
III. Environmental indicators	0.333	0.342	0.658
III.1. Higher oxidizable carbon in soil	0.122	0.409	0.591
III.2. Higher carbon in litterfall	0.110	0.448	0.552
III.3. Higher <i>Lepidoptera</i> richness	0.099	0.580	0.420
III.4. Higher plant diversity	0.115	0.400	0.600
III.5. Higher vegetation cover	0.108	0.331	0.669
III.6. Higher herbaceous cover	0.106	0.336	0.664
III.7. Higher woody cover	0.080	0.080	0.920
III.8. Less bare soil	0.053	0.372	0.628
III.9. Higher gramineous richness	0.100	0.300	0.700
III.10. Higher legume richness	0.107	0.160	0.840

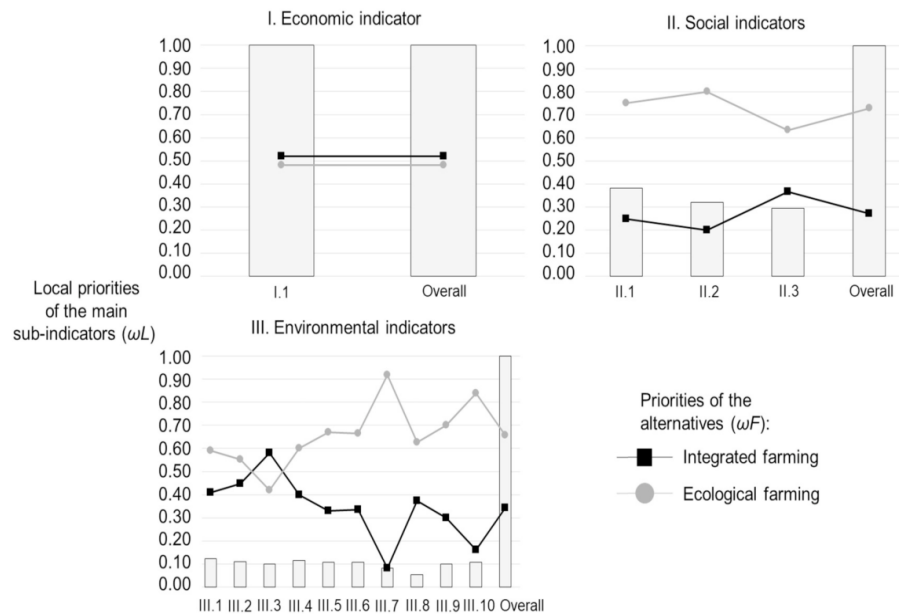


Fig. 4. Performance of the olive systems (integrated and ecological farming) in the sub-indicators.

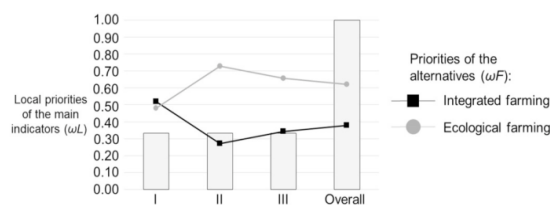


Fig. 5. Performance of the olive systems (integrated and ecological farming) in the main groups of indicators: I. Economic indicators; II. Social indicators; III. Environmental indicators. Also shown is the overall value for all groups with the medium relative values of each alternative indicated.

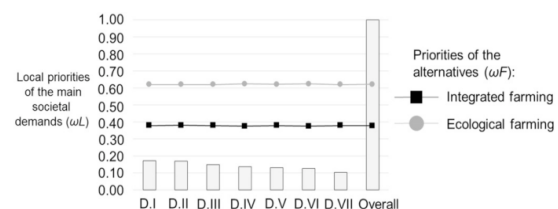


Fig. 6. Performance of the olive systems (integrated and ecological farming) regarding societal demands. Also shown is the overall value for all demands with the medium relative values of each alternative indicated.

principle in terms of the rest of the model's priorities, considering the opinions of the experts and the social demands analysed as constant.

In all of the scenarios, the ecological olive grove showed a better global behaviour compared to the integrated olive grove, thus confirming the robustness of the generated model.

4. Discussion

Sustainability of olive agroecosystems is an objective for which a

multifunctional approach that quantify economic, social and environmental dimensions of agricultural systems must be considered (Rescia et al., 2017). Thus, only a management approach that balances these factors can contribute to the viability of the agricultural landscape of olive groves, ensuring the maintenance of the ecosystem services that these landscapes generate for society (López-Pintor et al., 2018). When analysing the two types of agricultural management present in *Estepa*, integrated management was slightly superior in terms of profitability and richness of *Lepidoptera* (Scandurra et al., 2016). However, it was observed that ecological management promotes greater employment

Table 6

Priorities of the AHP model generated for the case study and results of RGA index. The limits used for the segmentation of RGA index were: $P^{RGA\ 1/3} = 12.426$; $P^{RGA\ 2/3} = 23.186$.

Nodes of the AHP model	Priorities of nodes	Priorities of alternatives		Agreement among experts	
		Integrated farming	Ecological farming	RGA index	Agreement degree
Goal - multifunctional performance	1.000	0.379	0.621	18.238	**
D.I. Ensuring a fair standard of living for farmers	0.173	0.380	0.620	23.186	**
D.II. Ensuring reasonable food prices for consumers	0.170	0.380	0.620	10.735	*
D.III. Ensuring that agricultural products are of good quality, healthy and safe	0.150	0.380	0.620	12.426	*
D.IV. Developing rural areas while preserving the countryside	0.137	0.376	0.624	8.848	*
D.V. Protecting the environment and tackling climate change	0.132	0.379	0.621	19.063	**
D.VI. Ensuring a sustainable way to produce food	0.126	0.376	0.624	29.819	***
D.VII. Securing a stable supply of food	0.103	0.380	0.620	23.586	***

Table 7Local priorities for each indicator (ω_L) within each set of simulated scenarios together with the priorities of the alternatives (ω_F).

Scenario	Priorities of the groups of indicators			Priorities of alternatives	
	I. Economic	II. Social	III. Environmental	Integrated farming	Ecological farming
Economical	0.200	0.400	0.400	0.351	0.649
	0.400	0.300	0.300	0.393	0.607
	0.600	0.200	0.200	0.435	0.565
	0.800	0.100	0.100	0.478	0.522
Social	0.400	0.200	0.400	0.401	0.599
	0.300	0.400	0.300	0.368	0.632
	0.200	0.600	0.200	0.335	0.665
	0.100	0.800	0.100	0.302	0.699
Environmental	0.400	0.400	0.200	0.385	0.615
	0.300	0.300	0.400	0.376	0.624
	0.200	0.200	0.600	0.366	0.634
	0.100	0.100	0.800	0.357	0.643

while at the same time favouring more environmental conservation (i.e. higher percentage of carbon in soil and in litterfall, and plant wealth and diversity) of the olive-growing (Rodríguez-Pleguezuelo et al., 2018).

In olive groves, as with any crop, the economic benefit to farmers is one of the main factors in maintaining this activity (Rescia et al., 2017). Although in *Estepa*, integrated management showed a higher income generation than ecological olive growing, according to Lampkin and Padel (1994), it must be taken into account that, in order to properly value the benefits of an agricultural operation, a wide time scale should be used. This is particularly notable, being a key factor in *Estepa*, as all the ecological olive grove plots sampled had just completed their period of conversion from an integrated olive farming system (3 years since the first organic production (BOE, 2011)). Thus, expenditures on infrastructure change and the adoption of new agricultural practices have meant that farmers have not yet seen the economic benefits of this new olive-growing approach.

On the other hand, demand for employment is a key agricultural concern due to rural depopulation, as the presence of labour is essential to providing a stable supply of food to society. Rodríguez-Pleguezuelo et al. (2018) indicated, a shift to ecological management in Andalusia could act as an engine for the rural economy and generate local employment, as well as social, environmental and cultural value. In addition, in accordance with current legislation in Spain (BOE, 2011; BOJA, 2015), organic olive-growing is associated with the implementation and maintenance of soil cover and the use of organic fertilizers, requiring dedicated farm labour. Also, worth noting is the tradition of the involvement of family labour in this type of agricultural management, associated with the cultural ecological knowledge of olive grove production.

In addition, ecological agricultural management showed more favourable values for the environmental indicators. The obligatory and consistent intercropping with vegetation cover to mitigate erosive effects (MAPAMA, 2002), gave rise to an increase of 44.29% in carbon content in soils and 23.16% in litterfall from olive trees. On the other hand, 29.22% more vegetation cover was also evidenced in ecological olive groves, together with 27.65% and 0.16% more herbaceous and woody plants respectively, and the presence of bare soil in these plots was therefore lower. The plant diversity estimated within the plots showed low values, corresponding to the nature of olive monoculture; however, ecological management showed greater plant diversity (2.10 bits), as well as richness of grasses and legumes, herbaceous contributors to the carbon cycle, nitrogen fixation and fertility of soils (Gómez et al., 2004). In addition, contrary to Carpio et al. (2018), the richness of diurnal butterflies, a group whose presence is conditioned by factors such as the use of herbicides and diffuse pollution, was greater in olive groves with integrated management. However, this fact should not be taken to categorically imply a greater presence of

pollutants in ecological farming, since the olive groves sampled under this management system had only recently completed their conversion process.

The AHP method used presented the advantage of analysing multiple independent objectives for agricultural strong sustainability, where the sustainability of natural capital is limited by the ecological characteristics of the system that make a unique contribution to human well-being (Ayres et al., 2001). In particular, the results obtained from the proposed AHP model should be interpreted cautiously taking into account its methodological limitations, namely: (a) an unbalanced design was executed, with a greater number of environmental sub-indicators than social and economic ones, which has been tried to alleviate by considering an equal contribution of the three groups of indicators to the satisfaction of social demands; and (b) due to the high number of nodes in the model, the assessment of their priorities was carried out by applying the direct rating method, being more efficient and operational in these situations, although this has the limitation that the consistency is not analysed (Carmona-Torres et al., 2014). From these considerations, the generated AHP model showed that ecological management contributes to a greater extent to the societal demands related to agriculture in Spain, achieving higher priority than that of integrated cultivation. Ecological olive groves are the better choice for olive groves in *Estepa* for both meeting market demands, achieving a more sustainable agrarian management system over time with agricultural practices that delay the effects of erosive processes (Zuazo et al., 2009). Thus, the role of European policies such as CAP is fundamental for the promotion and enhancement of this greater multifunctionality presented by ecological management of olive groves. Agroecological practices can be more heavily subsidised promoting the conversion of olive groves to this type of management to promote the viability of these systems (López-Pintor et al., 2018).

5. Conclusions

Through the use of the AHP multi-criteria decision-making methodology, the superiority of ecological olive groves compared to integrated approaches in *Estepa* (Andalusia, Spain), was demonstrated. Ecological olive groves contribute more to satisfying key societal demands related to agricultural systems. Thus, an increase in the proportion of ecological olive groves in the study area, promoted through European and regional policies that consider the value of the externalities of this agricultural management approach, would lead to greater welfare for present and future generations, promoting the multifunctionality and sustainability of the agricultural system.

We recommend that future research be oriented around two objectives: (a) to complete the AHP model through the evaluation of more indicators, to carrying out a more exhaustive evaluation of the olive grove of *Estepa*; and (b) to generate models of multicriteria decision-

making extending the scale of the study, to generate models to evaluate the sustainability and adequacy of the supply and demand of olive grove agroecosystems in general.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

To Dr. Moisés Caballero, Secretary of the PDO *Estepa* and all the participants of the surveys. To Aurora Rodríguez Sousa, for her advice in this manuscript. To IFAPA centre (Granada, Andalusia), for providing to the main author the opportunity to collaborate with them. Antonio Alberto Rodríguez Sousa is a PhD student supported through a scholarship from University Complutense of Madrid.

Funding information

This research did not receive any specific grant from funding agencies in the public, commercial, or not-for-profit sectors.

References

- AEMO (Asociación Española de Municipios del Olivo/Spanish Association of Municipalities of Olive groves), 2012. Aproximación a los costes del cultivo del olivo. Cuaderno de conclusiones del seminario AEMO. Córdoba, Spain. http://www.aemo.es/get.php?pathext=descargas/Estudio_2012.pdf Accessed date: 02 November 2019.
- Alvarez-Guerra, M., Canis, L., Voulvoulis, N., Viguri, J.R., Linkov, I., 2010. Prioritization of sediment management alternatives using stochastic multicriteria acceptability analysis. *Sci. Total Environ.* 408 (20), 4354–4367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.016>.
- Ananda, J., Herath, G., 2009. A critical review of multi-criteria decision making methods with special reference to forest management and planning. *Ecol. Econ.* 68 (10), 2535–2548. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.05.010>.
- Ayres, R., Van den Bergh, J., Gowdy, J., 2001. Strong versus weak sustainability: economics, natural sciences, and consilience. *Environ. Ethics* 23 (2), 155–168. <https://doi.org/10.5840/enviroethics200123225>.
- Baudry, G., Macharis, C., Vallée, T., 2018. Range-based multi-actor multi-criteria analysis: a combined method of multi-actor multi-criteria analysis and Monte Carlo simulation to support participatory decision making under uncertainty. *Eur. J. Oper. Res.* 264 (1), 257–269. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2017.06.036>.
- BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin), 2011. Ley 5/2011, de 6 de octubre, del olivar de Andalucía. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-17494> Accessed date: 25 March 2019.
- BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin), 2015. Plan Director del Olivar Andaluz Decreto 103/2015. <https://www.juntadeandalucia.es/boja/2015/54/BOJA15-054-00410.pdf>, Accessed date: 31 March 2019.
- BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin), 2016. Specifications for Protected Designation of Origin Estepa. Ministry of Agriculture, Fisheries and Rural Development. Spain. <http://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/PliegoEstepamodificado.pdf> Accessed date: 7 April 2019.
- Calabrese, A., Costa, R., Levialdi, N., Menichini, T., 2019. Integrating sustainability into strategic decision-making: a fuzzy AHP method for the selection of relevant sustainability issues. *Technol. Forecast. Soc.* 139, 155–168. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2018.11.005>.
- Canis, L., Linkov, I., Seager, T.P., 2010. Application of stochastic multiattribute analysis to assessment of single walled carbon nanotube synthesis processes. *Environ. Sci. Technol.* 44 (22), 8704–8711. <https://doi.org/10.1021/es102117k>.
- Caravaca, F., Masciadaro, G., Ceccanti, B., 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil. Till. Res.* 68 (1), 23–30. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00080-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00080-6).
- Carmona-Torres, C., Parra-López, C., Hinojosa-Rodríguez, A., Sayadi, S., 2014. Farm-level multifunctionality associated with farming techniques in olive growing: an integrated modeling approach. *Agric. Syst.* 127, 97–114. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.02.001>.
- Carpio, A.J., Castro, J., Tortosa, F.S., 2018. Arthropod biodiversity in olive groves under two soil management systems: presence versus absence of herbaceous cover crop. *Agr. Forest. Entomol.* <https://doi.org/10.1111/afe.12303>.
- Cegan, J.C., Fillion, A.M., Keisler, J.M., Linkov, I., 2017. Trends and applications of multi-criteria decision analysis in environmental sciences: literature review. *Environment Systems and Decisions* 37 (2), 123–133. <https://doi.org/10.1007/s10669-017-9642-9>.
- Cinelli, M., Coles, S.R., Kirwan, K., 2014. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecol. Indic.* 46, 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.011>.
- De Luca, A.I., Falcone, G., Stilitano, T., Iofrida, N., Strano, A., Gulisano, G., 2018. Evaluation of sustainable innovations in olive growing systems: a life cycle sustainability assessment case study in southern Italy. *J. Clean. Prod.* 171, 1187–1202. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.119>.
- Diodato, N., 2006. Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. *Environmentalist* 26 (1), 63–70. <https://doi.org/10.1007/s10669-006-5359-x>.
- Duarte, F., Jones, N., Fleskens, L., 2008. Traditional olive orchards on sloping land: sustainability or abandonment? *J. Environ. Manag.* 89 (2), 86–98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.05.024>.
- EC (European Commission), 2013. Facts and Figures on Organic Agriculture in the European Union. Agriculture and Rural Development. https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/markets-and-prices/more-reports/pdf/organic-2013_en.pdf, Accessed date: 2 November 2019.
- EC (European Commission), 2005. The attitudes of European citizens towards environment. In: Special Eurobarometer 217/Wave 62.1 – TNS Opinion & Social. European Commission. http://ec.europa.eu/public_opinion/index_en.htm Accessed date: 24 January 2019.
- EC (European Commission), 2016. Europeans, Agriculture and the CAP. TNS Opinion & Social. Special Eurobarometer 440. http://data.europa.eu/euodp/en/data/dataset/S2087_84_2_440_ENG, Accessed date: 29 April 2019.
- EUROSTAT (European Statistics), 2018. Estadísticas sobre estructura de las explotaciones agrícolas. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Farm_structure_statistics/es, Accessed date: 12 April 2019.
- Forman, E., Peniwati, K., 1998. Aggregating individual judgments and priorities with the analytic hierarchy process. *Eur. J. Oper. Res.* 108 (1), 165–169. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(97\)00244-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(97)00244-0).
- Forman, E., Selly, M.A., 2001. Decisions by Objectives. Expert Choice Inc. <http://www.expertchoice.com> Accessed date: 21 February 2019.
- Gisbert Blanquer, J.M., Ibañez Asensio, S., Moreno Ramón, H., 2012. El factor K de la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE). Universitat Politècnica de València, España. <https://hdl.handle.net/10251/16850>, Accessed date: 24 April 2019.
- Gómez, J.A., Battany, M., Renschler, C.S., Fereres, E., 2003. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil. U. Manage.* 19 (2), 127–134. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2003.tb00292.x>.
- Gómez, J.A., Romero, P., Giraldez, J.V., Fereres, E., 2004. Experimental assessment of runoff and soil erosion in an olive grove on a Vertic soil in southern Spain as affected by soil management. *Soil Use Manag.* 20 (4), 426–431. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00392.x>.
- Gómez, J.A., Campos, M., Guzmán, G., Castillo-Llanque, F., Vanwalleghem, T., Lora, Á., Giraldez, J.V., 2018. Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. *Environ. Sci. Pollut. R.* 25 (2), 977–989. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8339-9>.
- Guay, J.F., Waaub, J.P., 2019. SOMERSET-P: a GIS-based/MCDA platform for strategic planning scenarios' ranking and decision-making in conflictual socioecosystem. *EURO. J. Decis. Process.* 7 (3), 301–325. <https://doi.org/10.1007/s40070-019-00106-4>.
- INE (Instituto Nacional de Estadística/Spanish Statistical Office), 2014. Agriculture and environment. Spain. <https://www.ine.es> Accessed date: 27 March 2019.
- Infante-Amate, J., Villa, I., Aguilera, E., Torremocha, E., Guzmán, G., Cid, A., de Molina, M.G., 2016. The making of olive landscapes in the south of Spain. A history of continuous expansion and intensification. *Biocultural Diversity in Europe* 5, 157–179. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26315-1_8.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304 (5677), 1623–1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>.
- Lampkin, N., Padel, S., 1994. The Economics of Organic Farming, first ed. CAB International, Wallingford, United Kingdom.
- Lampridi, M.G., Sørensen, C.G., Bochtis, D., 2019. Agricultural sustainability: a review of concepts and methods. *Sustainability* 11 (18), 5120. <https://doi.org/10.3390/su11185120>.
- Linkov, I., Moberg, E., 2011. Multi-Criteria Decision Analysis: Environmental Applications and Case Studies, first ed. CRC Press, New York.
- López-Pintor, A., Salas, E., Rescia, A., 2018. Assessment of agri-environmental externalities in Spanish socio-ecological landscapes of olive groves. *Sustainability* 10 (8), 2640. <https://doi.org/10.3390/su10082640>.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación/Ministry of agriculture, fisheries and food), 2002. Real Decreto 1201/2002, de 20 de noviembre, por el que se regula la producción integrada de productos agrícolas. Spain. <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2002-23340>, Accessed date: 21 April 2019.
- Martínez-Sastre, R., Ravera, F., González, J.A., Santiago, C.L., Bidegain, I., Munda, G., 2017. Mediterranean landscapes under change: combining social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for land use planning. *Land Use Policy* 67, 472–486. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.001>.
- Miglietta, P.P., Micale, R., Sciortino, R., Caruso, T., Giallanza, A., La Scalia, G., 2019. The sustainability of olive orchard planting management for different harvesting techniques: an integrated methodology. *J. Clean. Prod.* 238, 117989. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117989>.
- Moreira-Madueño, J.M., 1991. Capacidad de uso y erosión de suelos. Una aproximación a la evaluación de tierras en Andalucía. Junta de Andalucía/Agencia del Medio Ambiente. Sevilla, Spain.
- Okoli, C., Pawlowski, S.D., 2004. The Delphi method as a research tool: an example, design considerations and applications. *Inform. Manage.* 42 (1), 15–29. <https://doi.org/10.1016/j.im.2003.11.002>.

- Oliveira, M., Fontes, D.B., Pereira, T., 2018. Evaluating vehicle painting plans in an automobile assembly plant using an integrated AHP-PROMETHEE approach. *Int. T. Oper. Res.* 25 (4), 1383–1406. <https://doi.org/10.1111/itor.12179>.
- Parra-López, C., Calatrava-Requena, J., de-Haro-Giménez, T., 2008a. A systemic comparative assessment of the multifunctional performance of alternative olive systems in Spain within an AHP-extended framework. *Ecol. Econ.* 64 (4), 820–834. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.004>.
- Parra-López, C., Groot, J.C., Carmona-Torres, C., Rossing, W.A., 2008b. Integrating public demands into model-based design for multifunctional agriculture: an application to intensive Dutch dairy landscapes. *Ecol. Econ.* 67 (4), 538–551. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.007>.
- Pingali, P.L., 2012. Green revolution: impacts, limits, and the path ahead. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109 (31), 12302–12308. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912953109>.
- Rescia, A.J., Sanz-Cañada, J., Del Bosque-González, I., 2017. A new mechanism based on landscape diversity for funding farmer subsidies. *Agron. Sustain. Dev.* 37 (2), 9. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0414-1>.
- Rodríguez Sousa, A.A., Barandica, J.M., Rescia, A.J., 2019a. Estimation of soil loss tolerance in olive groves as an Indicator of sustainability: the case of the Estepa Region (Andalusia, Spain). *Agronomy* 9 (12), 785. <https://doi.org/10.3390/agronomy9120785>.
- Rodríguez Sousa, A.A., Barandica, J.M., Sanz-Cañada, J., Rescia, A.J., 2019b. Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). *Landsc. Ecol.* 34 (7), 1547–1563. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00773-3>.
- Rodríguez Sousa, A.A., Barandica, J.M., Rescia, A., 2019c. Ecological and economic sustainability in olive groves with different irrigation management and levels of erosion: a case study. *Sustainability* 11 (17), 4681. <https://doi.org/10.3390/su11174681>.
- Rodríguez-Pleguezuelo, C.R., Durán-Zuazo, V.H., Francia-Martínez, J.R., Martín-Peinado, F.J., Moreno-Martín, F., García-Tejero, I.F., 2018. Organic olive farming in Andalusia, Spain. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 38 (2), 20. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0498-2>.
- Saaty, T.L., 1994. The fundamentals of decision making and priority theory with the analytic hierarchy process. In: AHP Series, first ed. vol. VI RWS Publications, New York.
- Saaty, T.L., Vargas, L.G., 2012. The possibility of group choice: pairwise comparisons and merging functions. *Soc. Choice. Welfare.* 38 (3), 481–496. <https://doi.org/10.1007/s00355-011-0541-6>.
- Scandurra, A., Magliozzi, L., Fulgione, D., Aria, M., D'Aniello, B., 2016. Lepidoptera Papilionoidea communities as a sentinel of biodiversity threat: the case of wild boar rooting in a Mediterranean habitat. *J. Insect Conserv.* 20 (3), 353–362. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9863-0>.
- SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España/Information System on Land Use in Spain), 2011. National plan for the observation of the territory: land occupation information system in Spain. www.siose.es, Accessed date: 21 March 2019.
- Solomou, D.A., Sfougaris, A.I., 2014. Bird community characteristics as indicators of sustainable management in olive grove ecosystems of Central Greece. *J. Nat. Hist.* 49, 301–325. <https://doi.org/10.1080/00222933.2014.987839>.
- Spellerberg, I.F., Fedor, P.J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon–Wiener' Index. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12 (3), 177–179. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>.
- Srdjevic, B., 2007. Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision-making in water management. *Decis. Support. Syst.* 42 (4), 2261–2273. <https://doi.org/10.1016/j.dss.2006.08.001>.
- Stam, A., Silva, A.P.D., 2003. On multiplicative priority rating methods for the AHP. *Eur. J. Oper. Res.* 145 (1), 92–108. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(02\)00228-X](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(02)00228-X).
- Talukder, B., Hipel, K.W., 2018. The PROMETHEE framework for comparing the sustainability of agricultural systems. *Resources* 7 (4), 74. <https://doi.org/10.3390/resources7040074>.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1960. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Transactions 7th Int. Congr. Soil. Sci.* 1, 418–425 (Record number: 19621901607).
- Yatsalo, B., Sullivan, T., Didenko, V., Linkov, I., 2011. Environmental risk management for radiological accidents: integrating risk assessment and decision analysis for remediation at different spatial scales. *Integr. Environ. Assess.* 7 (3), 393–395. <https://doi.org/10.1002/ieam.229>.
- Zuazo, V.D., Pleguezuelo, C.R., Panadero, L.A., Raya, A.M., Martínez, J.F., Rodríguez, B.C., 2009. Soil conservation measures in rainfed olive orchards in south-eastern Spain: impacts of plant strips on soil water dynamics. *Pedosphere* 19 (4), 453–464. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60138-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60138-7).

ANEXO 7*

MODELO DE ENCUESTA REALIZADA A EXPERTOS RELACIONADOS CON EL SECTOR OLIVICULTOR

* Encuesta diseñada en conjunto entre la Universidad Complutense de Madrid y el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de Granada, perteneciente a la Junta de Andalucía



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y DESARROLLO RURAL

ENCUESTA A EXPERTOS SOBRE LA RELACIÓN ENTRE LAS FUNCIONES DE NO-MERCADO DEL OLIVAR DE LA COMARCA DE *ESTEPA* CON LAS PREFERENCIAS DE LOS CIUDADANOS DE ANDALUCÍA

Buenos/as días/tardes. Estamos realizando una encuesta para la Universidad Complutense de Madrid y el Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera (IFAPA) de la Junta de Andalucía dentro del contexto de la realización de la tesis doctoral del alumno Antonio Alberto Rodríguez Sousa titulada “*Análisis de la sostenibilidad de un paisaje agrícola de olivar aplicando modelos dinámicos: diferentes escenarios de gestión*” sobre la contribución de las funciones de no-mercado del olivar de la Comarca de *Estepa* hacia las demandas de los ciudadanos de Andalucía estipuladas por la Comisión Europea en el informe *Special Eurobarometer 440* en 2016. Todos los datos recogidos son totalmente confidenciales. Muchas gracias por su colaboración y recuerde que no existen respuestas correctas o incorrectas ya que sólo nos interesa conocer su opinión.

Fecha: _____

Tabla Anexo 7.1 Datos del experto/a

NOMBRE Y APELLIDOS	
INSTITUCIÓN / EMPRESA	
CARGO	

Tabla Anexo 7.2 Opiniones sobre zonas rurales de olivar

Indíquenos su grado de **preocupación por los problemas de las zonas rurales de olivar** en Andalucía (desde 0: nada preocupado a 9: muy preocupado), (poner X en las casillas correspondientes):

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Despoblación y envejecimiento de los pueblos rurales ligados al olivar										
Escasa infraestructura y servicios públicos en general										
Abandono de las actividades agrarias										
Desertificación y erosión de los suelos										
Falta de alternativas de trabajo local y de actividades económicas										
Poca productividad y viabilidad económica de la agricultura olivarera										
Pérdida de paisaje, biodiversidad y sostenibilidad de los territorios rurales de olivar										
Otras: _____										

VALORACIÓN DE LA CONTRIBUCIÓN DE LAS FUNCIONES DE NO-MERCADO DEL OLIVAR DE LA COMARCA DE ESTEPA A LAS DEMANDAS DE LOS CIUDADANOS DE ANDALUCÍA

A continuación, le pedimos que valore cómo contribuye cada función de no-mercado del olivar de la Comarca de *Estepa* a satisfacer las demandas de los ciudadanos. Se trata de evaluar el efecto a *medio-largo plazo* de las funciones de no mercado del olivar de *Estepa* (económicas, sociales o ambientales según el apartado) en satisfacer las demandas de la sociedad en una **escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante)**.

Tabla Anexo 7.3 Valoración de la contribución de diferentes indicadores económicos del olivar de *Estepa*. Se trata de evaluar el efecto a *medio-largo plazo* de las funciones de no mercado del olivar de *Estepa* (económicas, en este caso) en satisfacer las demandas de la sociedad en Andalucía **en una escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante)**. Un ejemplo a responder en este caso sería, ¿cómo contribuye el indicador económico del olivar de *Estepa* “*Renta agraria*” a satisfacer la demanda de los ciudadanos “*asegurar un nivel de vida justo a los agricultores*”? Una posible respuesta sería que **la renta agraria tiene una importancia de 9 para asegurar un nivel de vida justo a los agricultores. Si no hay influencia o ésta es negativa, el efecto sería 0 (no se contabilizaría como un número negativo)**. Haga lo mismo para la contribución de dicha función en las demandas restantes y consecutivamente para el resto de las funciones


	Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores	Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores	Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros	Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural	Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático	Asegurar una forma sostenible de producir alimentos	Garantizar un suministro estable de alimentos
 Renta agraria							

Tabla Anexo 7.4 Valoración de la contribución de diferentes indicadores sociales del olivar de *Estepa*. Se trata de evaluar el efecto a *medio-largo plazo* de las funciones de no mercado del olivar de *Estepa* (sociales, en este caso) en satisfacer las demandas de la sociedad en Andalucía **en una escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante)**. Un ejemplo a responder en este caso sería, ¿cómo contribuye el indicador social del olivar de *Estepa* “*Mano de obra familiar*” a satisfacer la demanda de los ciudadanos “*asegurar un nivel de vida justo a los agricultores*”? Una posible respuesta sería que **la mano de obra familiar tiene una importancia de 6 para asegurar un nivel de vida justo a los agricultores. Si no hay influencia o ésta es negativa, el efecto sería 0 (no se contabilizaría como un número negativo)**. Haga lo mismo para la contribución de dicha función en las demandas restantes y consecutivamente para el resto de las funciones


	Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores	Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores	Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros	Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural	Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático	Asegurar una forma sostenible de producir alimentos	Garantizar un suministro estable de alimentos
 Mano de obra familiar							
Mano de obra asalariada fija							
Mano de obra asalariada eventual							

Tabla Anexo 7.5 Valoración de la contribución de diferentes indicadores ambientales del olivar de *Estepa*. Se trata de evaluar el efecto a ***medio-largo plazo*** de las funciones de no mercado del olivar de *Estepa* (ambientales, en este caso) en satisfacer las demandas de la sociedad en Andalucía en una **escala de 0 (nada importante) a 9 (muy importante)**. Un ejemplo a responder en este caso sería, ¿cómo contribuye el indicador ambiental del olivar de *Estepa* “***Materia orgánica en suelo (%)***” a satisfacer la demanda de los ciudadanos “***asegurar un nivel de vida justo a los agricultores***”? Una posible respuesta sería que la **materia orgánica en suelo tiene una importancia de 2 para asegurar un nivel de vida justo a los agricultores. Si no hay influencia o ésta es negativa, el efecto sería 0 (no se contabilizaría como un número negativo)**. Haga lo mismo para la contribución de dicha función en las demandas restantes y para el resto de las funciones


	Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores	Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores	Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros	Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural	Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático	Asegurar una forma sostenible de producir alimentos	Garantizar un suministro estable de alimentos
							
Materia orgánica en suelo							
Carbono en hojarasca							
Riqueza lepidópteros							
Diversidad vegetal herbácea							
Cobertura vegetal							
Cobertura herbáceas							
Cobertura leñosas							
Menor suelo desnudo							
Riqueza gramíneas							
Riqueza leguminosas							

Tabla Anexo 7.6 Definición de los indicadores propuestos especificando su unidad de medida

Indicador	Unidad	Definición
1. Económicos		
Renta agraria	€ ha ⁻¹	Indicador del nivel de vida del propietario de la parcela de olivar
2. Sociales		
Mano de obra familiar	personas año ⁻¹	Empleo familiar generado por el olivar
Mano de obra asalariada fija	personas año ⁻¹	Empleo contratado fijo generado por el olivar
Mano de obra asalariada eventual	personas año ⁻¹	Empleo contratado eventual generado por el olivar
3. Ambientales		
Materia orgánica en suelo	%	Componente del suelo relacionado con la fertilidad y el secuestro de carbono en el olivar
Carbono en hojarasca	%	Componente de las hojas del olivo relacionado con el secuestro de carbono
Riqueza de lepidópteros	Número especies	Especies de lepidópteros (fundamentalmente mariposas diurnas) dentro del olivar como bioindicadores de la calidad ambiental del mismo
Diversidad vegetal herbácea	Bits	Abundancia y diversidad de especies vegetales herbáceas dentro de la cobertura herbácea del olivar, relacionadas con la cobertura del suelo y control de la erosión
Cobertura vegetal	%	Porcentaje de suelo cubierto por cualquier tipo de vegetación
Cobertura herbáceas	%	Porcentaje de suelo cubierto por especies herbáceas
Cobertura leñosas	%	Porcentaje de suelo cubierto por especies leñosas
Suelo desnudo	%	Porcentaje de suelo desnudo
Riqueza gramíneas	Número especies	Especies de gramíneas dentro de la cobertura vegetal herbácea del olivar relacionadas con la cobertura del suelo, fijación de carbono y control de erosión
Riqueza leguminosas	Número especies	Especies de leguminosas dentro de la cobertura vegetal herbácea del olivar relacionadas con procesos de fijación de nitrógeno y alimento para polinizadores y fauna auxiliar

Tabla Anexo 7.7 Listado de las demandas de la población española hacia los sistemas agrícolas

Demandas	
I	Asegurar un nivel de vida justo a los agricultores
II	Asegurar unos precios de los alimentos razonables para los consumidores
III	Asegurar que los productos agrícolas sean de buena calidad, sanos y seguros
IV	Desarrollar las áreas rurales a la vez que se protege el entorno natural
V	Proteger el medio ambiente y luchar contra el cambio climático
VI	Asegurar una forma sostenible de producir alimentos
VII	Garantizar un suministro estable de alimentos

MUCHAS GRACIAS POR SU COLABORACIÓN



ANEXO 8

Rodríguez Sousa AA, Barandica JM, Rescia AJ (2019)
Estimation of soil loss tolerance in olive groves as an
indicator of sustainability: the case of the Estepa
region (Andalusia, Spain). *Agronomy* 9(12):785.

<https://doi.org/10.3390/agronomy9120785>



Article

Estimation of Soil Loss Tolerance in Olive Groves as an Indicator of Sustainability: The Case of the *Estepa* Region (Andalusia, Spain)

Antonio Alberto Rodríguez Sousa ^{*}, Jesús María Barandica ^{*} and Alejandro J. Rescia ^{*}

Department of Biodiversity, Ecology and Evolution (BEE), Teaching Unit of Ecology (UDECO), Faculty of Biological Sciences, University Complutense of Madrid, 28040 Madrid, Spain

^{*} Correspondence: antonr05@ucm.es (A.A.R.S.); jmbarand@ucm.es (J.M.B.); alejo296@bio.ucm.es (A.J.R.); Tel.: +34-91-394-50-85 (A.A.R.S.);

Received: 9 October 2019; Accepted: 19 November 2019; Published: 21 November 2019



Abstract: Spain is the world's leading producer of olive oil, with the largest number of olive agro-systems in the Andalusia region. However, rural migration, low profitability, and biophysical limitations to production have compromised their sustainability. Soil erosion is the main cause of declining production and must be controlled to sustain production and keep soil loss below a threshold (soil loss tolerance, SLT). In this paper, the Soil Loss Tolerance Index (SLTI) for non-specific crops was calculated, theoretically, in different Andalusian olive-growing areas. A new Soil Loss Tolerance Index specifically for olive groves was developed (SLTIog) using soil variables related to erosion corresponding to the *Estepa* region. This index and the Soil Productive Index (SPI) were estimated. Andalusian olive groves with severe erosion were unsustainable for a 150-year period according to SLTI. However, applying the SLTIog in olive groves of *Estepa*, soil loss was not unsustainable. Although no statistically significant differences were detected between the two SLT indices, the consideration of specific soil variables in the SLTIog made it more accurate and reliable for the assessment of potential long-term sustainability. The use of specific indices for olive groves can inform the adoption of management measures to maintain productivity and support conservation.

Keywords: agricultural indices; ground cover; irrigation; soil erosion; soil management; soil productivity; sustainable management

1. Introduction

Olive grove landscapes form socio-ecological systems typical of Mediterranean environments and are particularly notable given their extensive presence in Spain, exceeding 2.5 M ha, 1.5 M in Andalusia [1]. These Andalusian landscapes serve multiple functions, including both olive oil production (around 1 M t year⁻¹) and a socio-economic role in employment generation representing 10% of the agricultural sector, and more than 6% and 20% of agricultural income at national and regional levels, respectively [1,2]. In fact, the Andalusian Regional Government recently asked the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) to grant olive groves World Heritage status [3,4]. This institutional recognition would have a positive effect on the current market value of the region's olive oil products and would increase their international relevance [5].

However, despite this encouraging perspective, a more detailed analysis of the sustainability of the olive groves is needed. Sustainability must be evaluated around three main axes, considering demands of farmers, political decision-makers (territorial planning and agricultural management), and practitioners in the olive sector. This means ensuring the economic viability of the crop by maintaining a level of production that sustains a good quality of life for farmers [6,7], and involves management

practices that minimize environmental impact due to intensification, allowing farmers to receive environmental subsidies [8,9].

Authors such as Van Vliet et al. [10] have suggested that agricultural intensification and rural abandonment are the most important problems facing rural Europe. In Andalusia, although the abandonment of olive groves has been rare, in recent years many farms have intensified their practices [11]. The negative externalities associated with intensification, such as diffuse pollution, soil erosion, or the loss of ecosystem services (ES), are especially relevant in Andalusian olive groves [12,13], and all of them tend to reduce crop yields [14]. Soil erosion is a natural process that cannot be completely controlled, but various agricultural practices, such as soil cover, contribute to reducing its rates [15]. Soil erosion control is also needed to reduce nutrient losses, to prevent pollution of surface water, and avoid sedimentation or siltation of water bodies [16].

Taking into account the influence of erosive processes on the sustainability of olive farming systems, many studies have been carried out on soil erosion in olive groves and its environmental and economic consequences [15,17,18]. However, in Andalusia, soil erosion rates to maintain a maximum sustained level of production while keeping soil loss below a threshold (soil loss tolerance, SLT) have not been established, except for very general cases [19]. The original SLT Index (SLTI), postulated by Lombardi-Neto and Bertoni in 1975 [20], is a crucial parameter in the evaluation of the sustainability of olive groves. This index reflects, according to the previous studies of Li et al. and Liu et al. [21,22], the maximum acceptable level of soil loss for a crop to maintain balanced production with the current technical means. Given the strong relevance of the implementation of the SLTI, specifically in agricultural crops to ensure sustainability, the present study estimated, for the first time, the state of soil conservation of the Andalusian olive groves with the SLTI and applied a new SLTI specific for olive crops in a case study. Specifically, the objectives were: (a) To estimate, bibliographically, the SLTI of the Protected Designations of Origin (PDOs) of Andalusian olive oil; (b) to estimate, empirically, the SLT for *Estepa* PDO using a new index of soil loss tolerance in olive groves developed ad hoc (SLTIog); and (c) to estimate, with the previous ad hoc calibration of factors considered, the Soil Productivity Index (SPI).

2. Material and Methods

2.1. Study Area

The areas of study considered for the estimation of the SLTI were the main Andalusian PDOs for olive oil (Figure 1). These PDOs (abbreviation, olive grove area) were: (1) *Sierra de Cádiz* (SCA, 31,500 ha); (2) *Antequera* (AN, 75,000 ha); (3) *Baena* (BA, 37,532 ha); (4) *Montoro-Adamuz* (MA, 53,126 ha); (5) *Priego* (PR, 28,628 ha); (6) *Lucena* (LU, 72,438 ha); (7) *Poniente de Granada* (PG, 71,000 ha); (8) *Montes de Granada* (MG, 56,000 ha); (9) *Sierra de Cazorla* (SCZ, 31,500 ha); (10) *Sierra de Segura* (SS, 38,819 ha); (11) *Sierra Mágina* (SM, 61,000 ha); and (12) *Estepa* (ES, 40,000 ha). PDOs are geographical regions, recognized by official standards, in which certain foods with special characteristics related to the region or area are produced. PDO *Estepa* was used as a case study to calibrate and estimate a new SLTI for olive groves (SLTIog) and an adapted SPI.

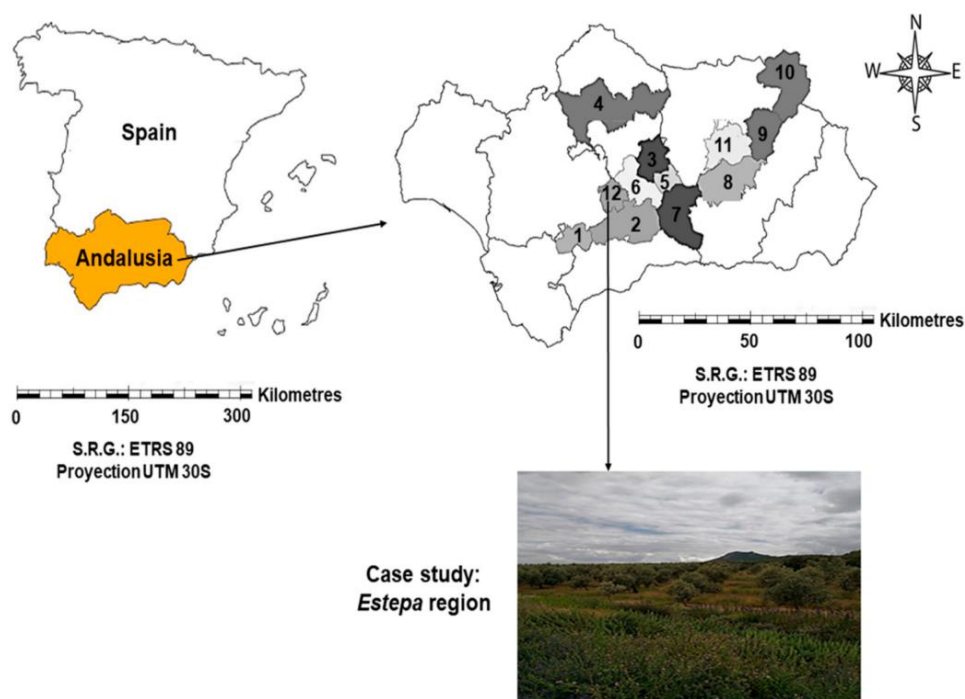


Figure 1. Location of the olive-growing regions corresponding to the main Protected Designations of Origin (PDOs) of extra virgin olive oil present in Andalusia (Spain). The photograph corresponds to the case study of *Estepa* PDO (Seville, Andalusia).

The PDOs studied are characterized by a Mediterranean climate with variations in rainfall between 200 to 800 mm, and crops distributed over a wide range of altitudes (i.e. 400–1200 meters above sea level (m.a.s.l.)) and soil types [23]; see Table 1 for more details that characterize the topographical, lithological, and geological data of the PDOs analyzed.

Table 1. Soil data corresponding to each Protected Denomination of Origin (PDO) evaluated. It is specified the altitude in meters above sea level (m.a.s.l.) and mean annual precipitation in millimeters; predominant substrate type (S); depth of soil (D); depth of soil used in the Soil Loss Tolerance Index (SLTI) estimations (D SLTI); mean dry bulk density of soil (DBD); equivalence of 1 t of soil (Eq); and soil formed (SF). Units of factors are between brackets.

PDOs (Altitude/Precipitation)	S	D (cm)	D SLTI (cm)	DBD (g cm ⁻³)	Eq (mm)	SF (mm year ⁻¹)
SCA (500/600)	Limestone	80	60	1.21	0.08	0.10
AN (450–600/200–800)	Limestone	80	60	1.16	0.09	0.01
BA (400–600/600–800)	Limestone	100	80	1.36	0.07	0.10
	Loam	120	100			
MA (400–500/600–700)	Granite	30–120	10–100	1.21	0.08	0.10
PR (1000/200–800)	Limestone	100	80	1.52	0.07	0.01
LU (400–800/200–800)	Limestone	100	80	1.36	0.07	0.01
PG (500–1100/250–800)	Calcareous	20–170	0–150	1.21	0.08	0.01
MG (750–1200/400–600)	Calcareous	20–170	0–150	1.16	0.09	0.01
SCZ (800/600)	Limestone	80	60	1.68	0.06	0.01
SS (900/500–700)	Limestone	100	80	1.52	0.07	0.01
SM (850–1000/500–800)	Limestone	30–80	10–60	1.68	0.06	0.01
ES (200–800/400–500)	Limestone	30–150	10–130	1.36	0.07	0.01

2.2. Estepa PDO: Estimation of Soil Erosion Rates to Experimental Design, Data Collection, and Treatments

The PDO of *Estepa*, where Soil Loss Tolerance Index postulated for olive groves (SLTIog) was applied, presented two types of olive grove management. The most widespread is integrated management, with a predominantly rainfed regime and a limited number of plots (olive groves) with localized and deficit irrigation [24–26]. Under integrated management, the use of chemical fertilizers

is allowed and regulated by the Technical Control Agencies [24]. On the other hand, ecological management allows the use of organic agro-products exclusively [24,27–29]. It is a minority in the study area and is only applied by farmers in a rainfed regime.

According to the erosion levels postulated by Moreira-Madueño [19] and the calibration of the Universal Soil Loss Equation (USLE) (Equation (1)) [30–32] (see Table 1), the soil losses (A , in $\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) were calculated for each erosion level in each olive grove management type in the PDO of *Estepa*.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

where A is annual soil losses; R is rain erosivity; K is soil erodibility; LS is length and grade of the slope of the territory; C is ground cover; P is agricultural conservation practices.

The erosion levels were estimated with the calibration method outlined by Rodríguez Sousa et al. [33] using the cartography of the Spanish Land Occupancy Information System and the Andalusia Government, respectively [34,35]. Specific bibliographic information published for the study area was used to calibrate rain erosivity and length and grade of the slope of the territory [8,36]. Factor K (soil erodibility) was estimated according to Gisbert Blanquer et al. [37]. Factor C was calibrated for the *Estepa* region following the Gómez et al. criterion [38]. Factor C varies with the type of management depending on tree density (minimum in both integrated and ecological management types), canopy diameter (maximum at integrated and ecological management types), and with the extent (width) of ground cover (partial in integrated and maximum in ecological management type). Thus, this factor took on a value of 0.16 in integrated olive groves, due to the presence of partial vegetation cover and adult olive groves of approximately 2.5 m radius and corridors of 4 m between the trees. Factor C took on a value of 0.06 for the ecological olive groves in the study area due to the maintenance of the structural characteristics of the olive grove (i.e., canopy diameter and width of crop corridors) and the presence of total vegetation cover in the sampled plots. Finally, factor P was considered to be equal to 1 for all erosion situations, as it was assumed that all plots are subject to tillage practices and none are subject to specific mechanical or soil manipulation erosion control practices [36]. Table 2 shows the parameters of the USLE–RUSLE model adapted and calibrated for the *Estepa* region according to the criteria described above.

Table 2. Estimation of annual soil loss rates (A) for integrated and ecological management of olive groves present in the *Estepa* region. Units of factors R and K are in parentheses. The LS , C and P factors are dimensionless (LS factor is also expressed as a percentage).

Management Type	Erosion Level	Factors					A ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$)
		R (J ha^{-1})	K (Mg J^{-1})	LS	C	P	
Integrated	Null	109.7	0.82	0.00 (0%)	0.16	1	-
	Slight	109.7	0.89	0.18 (3%)	0.16	1	2.81
	Moderate	109.7	0.56	0.70 (7%)	0.16	1	6.88
	Severe	109.7	0.95	2.20 (15%)	0.16	1	36.68
Ecological	Null	109.7	0.82	0.00 (0%)	0.06	1	-
	Moderate	109.7	0.56	0.70 (7%)	0.06	1	2.58

In this case, the categories of erosion vary depending, essentially, on the ground cover factor (C). It should be noted that, based on cadastral information [34,35,39], plots of integrated olive groves with deficit irrigation showed only moderate and severe erosion levels; and plots with ecological olive groves showed only null and moderate erosion levels.

After the estimation of the erosion levels, sampling was carried out in each olive grove management (i.e., rainfed or irrigated integrated olive groves or rainfed ecological olive groves) for each erosive level that was identified. In this way, within each treatment, four plots were randomly sampled. Therefore, eight final treatments were obtained: Integrated rainfed and null erosion; integrated rainfed and slight

erosion; integrated rainfed and moderate erosion; integrated rainfed and severe erosion; integrated irrigation and moderate erosion; integrated irrigation and severe erosion; ecological rainfed and null erosion; and ecological rainfed and moderate erosion. A final sample size of $n = 32$ plots was obtained (Figure 2).

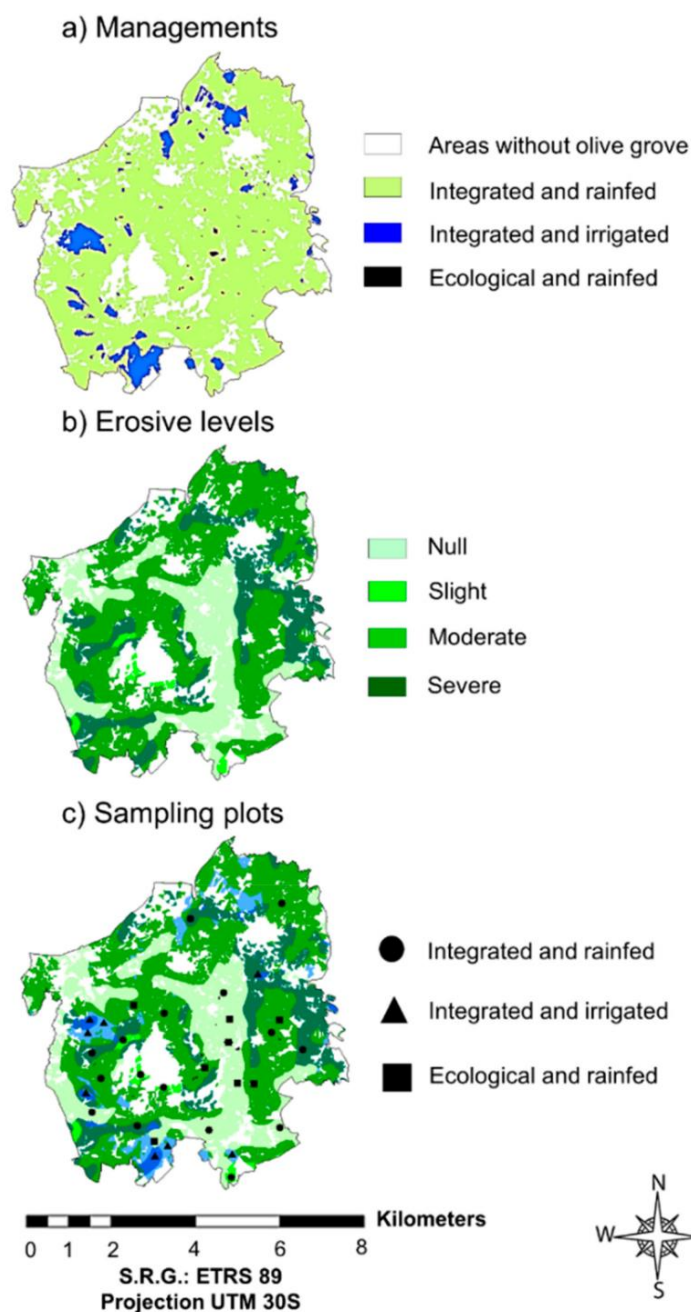


Figure 2. Maps corresponding to the olive-growing regions and Protected Designations of Origin of extra virgin olive oil of *Estepa* showing the different management types considered (a), erosion levels (b), and the sampling plots of soil for each erosion level and type of agricultural management (c).

In each sampled plot, a transect 1-km long and 5-m wide was established, taking three equidistant soil samples with a core weight of 112.40 g and a volume of 141.37 cm³. The soil depth was obtained by means of an edaphic core, and edaphic samples were dried at 105 °C for 24 hours. For each treatment,

porosity and moisture percentages were calculated based on the soil fraction lower than 2 mm, using dry and wet saturated soil weight estimations, and dry bulk density was measured according to Helson et al. [40] (Equation (2)):

$$DBD = DSM \times V_i^{-1} \quad (2)$$

where DBD is dry bulk density (g cm^{-3}); DSM is dry soil mass (g); V_i is initial sample volume (cm^3).

In addition, the percentage of gravel (soil particles between 2 mm to 6 cm) in each treatment was estimated, and a textural soil profile was made using the Bouyoucos method [41,42] and following the USDA criterion (sands: 2 mm–50 μm ; silts: 50–2 μm ; clays: <2 μm). Chemically, edaphic pH was evaluated by direct estimation (i.e., pH-meter) in water solution. In addition, the potassium of the sampled soils (mg kg^{-1}) was estimated by means of flame photometry [43]. Finally, from the estimation of the carbon percentage of the samples by colorimetry [44], organic matter was calculated following Equation (3):

$$OM = a \times C \quad (3)$$

where OM is organic matter in the sample (%); a is dimensionless coefficient of variation between organic matter and organic carbon, being 1.724; C is organic carbon in the sample (%).

2.3. Estimation of the Soil Loss Tolerance Index (SLTI) Adapted for Crops

To apply the SLTI, we considered the soil formation and degradation rates over time [21], a soil depth (D SLTI) resulting from the difference between the total soil depth (D) and the useful soil depth of 20 cm assumed as a tillage layer (favorable soil layer for the root system of the plants) and the dry bulk density [40,45]. To calculate the SLTI, it is necessary to first estimate the weight of the soil per unit area according to the Moreira-Madueño criterion [19], following Equation (4):

$$W = 100 \times D \times DBD \quad (4)$$

where W is soil weight (t ha^{-1}); D is soil depth (cm); DBD is dry bulk density (g cm^{-3}).

In addition, based on the SLTI postulated by Lombardi-Neto and Bertoni [20], and modified by Moreira-Madueño for its specific use in crops [19], some assumptions were made to adapt this index to the short-term demands of farmers. These assumptions were: (a) The time period over which crop yields should be constant is 100 years; and (b) erosion rates will be assumed to be constant in the time simulations. These times were: Close to present (year 1); short-term future (year 10); medium-term future (year 25); long-term future (year 50); and distant future (year 150). Thus, the SLTI for crops was calculated as follows (Equation (5)):

$$SLTI = (W - (E \times Y - R \times Y)) \times 100^{-1} \quad (5)$$

where $SLTI$ is soil loss tolerance index for crops ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); W is weight of soil (t ha^{-1}); E is accumulated erosion over the number of years in which yields are similar to current yields (t ha^{-1}); R is soil regeneration rate ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); Y is number of years in which yields are similar to current yields; 100 is time interval, in years, when yields should remain similar to current yields. For the calibration of the E factor of Equation (2), four erosion levels were established according to the MAPAMA report [39]: Minimum erosion (up to 5 $\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); low erosion (up to 25 $\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); medium erosion (up to 100 $\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); and maximum erosion (up to 200 $\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$).

Refer to Table 1 in order to see the data needed to complete the SLTI, which have been compiled for each PDO from different technical and scientific sources [19,23,27,28,46–49]. The soil formed (SF), considered as a natural rate of soil regeneration and a variable that attenuates soil loss due to erosion, was transformed from mm year^{-1} to $\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (Equation (6)):

$$SF = SF_{mm} \times DBD \times 10 \quad (6)$$

where SF is soil formed ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); SF_{mm} is soil formed in mm year^{-1} ; DBD is dry bulk density (g cm^{-3}).

2.4. Development and Calibration of a New Adapted Soil Loss Tolerance Index for Olive Groves (SLTIog)

The SLTI was modified to generate a specific index for olive groves (SLTIog). This index was developed from experimental data from *Estepa* PDO (see Table 4) and applied on this region, using the soil loss rates estimated by the USLE equation (see Table 2). The influence of soil variables on the erosion of olive agro-systems was implemented considering variables not included in the estimation of USLE factors and trying not to over-weight the influence of specific variables on erosive processes (i.e., textural parameters such as clay content in the soil [31,50]). Thus, according to Díaz et al. and Lal [16,51,52], the selected variables contribute to increasing fertility and soil conservation and mitigate the loss of materials by erosion. They are as follows: The percentage of gravel, which creates greater resistance to soil loss due to runoff and wind erosion; porosity, a variable that contributes to the generation of edaphic aggregates, creating structures of resistance against erosive processes; and organic matter, whose percentage is closely related to the increase in carbon and soil fertility. Prior to developing the new index, it was essential to normalize their values to a range from 0 to 1, in order to compare the erosive mitigating potential correctly and to form a normalized erosion retardation factor ($nERF$) applicable to all treatments (i.e., erosive states and olive-growing management) sampled. Thus, the Feature scaling or MinMax scaler methodology was used (Equation (7)) [53]:

$$nX = (X - X_{min}) \times (X_{max} - X_{min})^{-1} \quad (7)$$

where nX is the normalized variable (dimensionless, value ranging from 0 to 1); X is the original variable; X_{min} is the minimum value of the original variable; X_{max} is the maximum value of the original variable.

From the normalized values, a linear regression model was applied, following the principle of parsimony, formulating, in Equation (8), a normalized erosion retardation factor ($nERF_i$), which will be annulled with no erosion:

$$\begin{cases} nERF_i = \alpha + \beta \times nG_i + \gamma \times nPor_i + \delta \times nOM_i \dots \dots \dots & E_i > 0 \\ nERF_i = 0 \dots \dots \dots & E_i = 0 \end{cases} \quad (8)$$

where $nERF_i$ is the normalized erosion retardation factor of erosion level i ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); α is the model intercept, dimensionless; β , γ , δ are the variation coefficients of each independent variable in the model with erosion, dimensionless; nG_i is the normalized gravel content values of erosion level i ; $nPor_i$ is the normalized porosity values of erosion level i ; nOM_i is the normalized organic matter values of the erosion level i .

Additionally, for the correct implementation in the SLTIog of the mitigating potential of erosive processes resulting from the combination of the selected soil variables, the normalization of the $nERF_i$ factor was removed according to Equation (9), giving rise to the generation of the erosion retardation factor (ERF_i):

$$ERF_i = nERF_i \times (nERF_{max} - nERF_{min}) + nERF_{min} \quad (9)$$

where ERF_i is the erosion retardation factor of erosion level i ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); $nERF_i$ is the normalized erosion retardation factor of erosion level i ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); $nERF_{max}$ is the maximum value of the normalized erosion retardation factor ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); $nERF_{min}$ is the minimum value of the normalized erosion retardation factor ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$).

Fuentes Yagüe [54] and Duan et al. [55] point out that the erosion retardation factor (ERF_i) will only be reliable for crops where soil variables present non-normalized values with gravels ranging from 0 to 40%, porosity between 30 to 90%, and a range of organic matter from 0 to 4%.

Finally, the SLTIog postulated is detailed in Equation (10):

$$SLTIog = ((W_i + R \times t) - ((E_i \times t) - (ERF_i \times t)) \times 100^{-1} \quad (10)$$

where $SLTIog$ is the Soil Loss Tolerance Index for Olive Groves ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); W_i is the weight of soil for erosive category i ($t \text{ ha}^{-1}$); R is the regeneration soil rate ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); t is the simulation time (years); E_i is the erosion of level i for *Estepa* region ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); ERF_i is the erosion retardation factor of erosion level i ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); 100 is the time period over which crop yields should be constant.

2.5. Calibration of the Soil Productivity Index (SPI) for Olive Groves

The Soil Productivity Index (SPI), postulated and modified by Duan et al. [55–57], was calibrated and adapted for each treatment and erosion level of the olive groves of the PDO *Estepa* (Equation (11)). To estimate this index, it is necessary to consider the influence of the main variables closely linked to edaphic productivity: pH, organic matter, potassium, and clays. To properly calibrate the SPI, the sufficiency values of these variables must be used, rather than their values obtained from direct measurements. These sufficiency values (dimensionless quantity normalized to 0–1) reflect the relative suitability of the index to crop growth: The higher the value, the more suitable for crop growth [57]. Sufficiency values were estimated from the empirical data obtained (see Table 3) according Duan et al. [55,56].

$$SPI_i = (SM_i \times SpH_i \times SOM_i \times SK_i \times SCL_i) \times (((W_i - ((E_i - R)) \times t)) \times W_{maximum}^{-1}) \quad (11)$$

where SPI_i is the Soil Productivity Index of the erosion level i (dimensionless, value ranging from 0 to 1); SM_i is the moisture sufficiency value of erosion level i ; SpH_i is the pH sufficiency value of erosion level i ; SOM_i is the organic matter sufficiency value of erosion level i ; SK_i is the potassium sufficiency value of erosion level i ; SCL_i is the clay sufficiency value of erosion level i ; W_i is the weight of soil of erosion category i ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); E_i is the erosion of erosion category i ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); R is the regeneration soil rate ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$); t is the simulation time (years); $W_{maximum}$ is the maximum soil weight among all treatments ($t \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$).

Finally, SPI values lower than 0.4 correspond to a low productivity, while SPI values between 0.4 to 0.8 indicate an average productivity and values higher than 0.8 correspond to high productivity [55].

Table 3. Granulometric composition of each treatment evaluated in *Estepa* PDO. The mean values and standard deviation ($\bar{x} \pm SD$), in percentage, of sands, silts, and clays is detailed, estimating additionally the texture of the corresponding sampled level.

Management	Integrated Olive Groves						Ecological Olive Groves	
	Rainfed				Irrigation		Rainfed	
Erosion Level	Null	Slight	Moderate	Severe	Moderate	Severe	Null	Moderate
Sands	36.18 \pm 0.19	61.51 \pm 0.09	43.29 \pm 0.08	68.41 \pm 0.05	65.52 \pm 0.11	57.82 \pm 0.06	46.75 \pm 0.09	49.40 \pm 0.07
Silts	52.41 \pm 0.02	24.05 \pm 0.10	31.52 \pm 0.03	19.97 \pm 0.02	17.23 \pm 0.01	27.91 \pm 0.04	40.84 \pm 0.03	30.95 \pm 0.01
Clays	11.41 \pm 0.17	14.44 \pm 0.01	25.18 \pm 0.09	11.62 \pm 0.07	17.25 \pm 0.12	14.27 \pm 0.02	12.41 \pm 0.07	19.65 \pm 0.06
Texture	silty-loam	sandy-loam	loam	sandy-loam	sandy-loam	sandy-loam	loam	loam

3. Results and Discussion

3.1. Estimation of the Soil Loss Tolerance Index (SLTI) for the Theoretical Erosion Levels of Andalusian Protected Denominations of Origin

Figure 3 summarizes the SLTI values considering bibliographic empirical soil parameters according to technical and institutional (i.e., official) data from Moreira-Madueño and BOJA [19,23,27], referring to the olive groves of Andalusia and represented by the different PDOs considered (see data in Table 1). These SLTI values given in the figure could be viewed as guideline references. Taking into account these estimations, none of the study olive grove areas would be sustainable in the case of maximum erosion (or nearly for medium erosion as well) measured by the SLTI for crops for the time projections into the distant future (150 years).

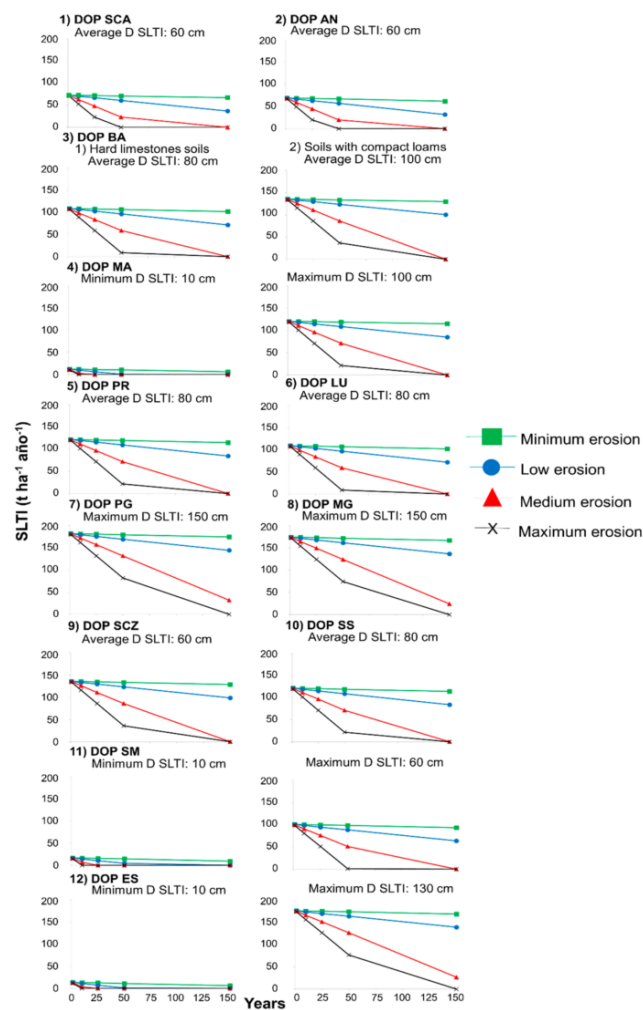


Figure 3. Minimum and maximum Soil Loss Tolerance Index (SLTI) for the considered erosion levels in each Protected Designation of Origin (PDOs) of olive oil evaluated. Erosion levels are: Minimum, low, medium, and maximum erosion. When a single value is displayed, it is the mean value or maximum value (minimum value was null) of SLTI depending on its depth (D SLTI). In the case of BA (Baena), the values shown correspond to its two soil types. The rest of the PDOs are: SCA (Sierra de Cádiz); AN (Antequera); MA (Montoro-Adamuz); PR (Priego); LU (Lucena); PG (Poniente de Granada); MG (Montes de Granada); SCZ (Sierra de Cazorla); SS (Sierra de Segura); SM (Sierra Mágina); ES (Estepa). Each mark on the trendlines represents the time projections considered: 1, 10, 25, 50, and 150 years.

The differences observed for the SLTI in the PDOs studied were caused by the risk of erosion, estimated using data from BOJA in 2002 [58]. Soil loss by erosion depends mainly on tillage practices, directly linked to the presence of ground cover and the impact (i.e., kinetic energy) of rainfall [14]. According to Rodrigo-Comino et al. [59], vegetation ground cover of more than 40% in the autumn and spring months is essential to limiting soil loss. Pagliai et al. [60] highlighted the positive relationship between inappropriate irrigation practices and soil degradation with declining structural stability. However, in the case of olive groves, where almost all irrigation is localized drip and deficit irrigation (only at times of hydric stress), this relationship is not relevant. This consideration is important, since currently more than 30% of Andalusian olive groves are under irrigation [27,34], potentially contributing to soil degradation [61,62].

According to BOJA [58], it is generically stipulated for each PDO that soil losses of up to $60 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ would correspond to a low erosion, losses of between 61 to $125 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to an intermediate level, and losses greater than $130 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ to a high erosion. In this way, PDOs SCA and AN showed low-intermediate values of SLTI, with olive-growing areas having a relatively medium-high erosion risk (134.2 and $67.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively), but only with 7–7.5% of its surface managed under irrigation [25,58]. Although both PDOs presented admissible soil losses of around 72.56 – $67.70 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ at the beginning of the projections, as simulation time increased, the long-term viability of the olive grove was compromised. Thus, in 150-year projections, a soil loss tolerance of 66.92 – $62.27 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ was observed for minimum erosion exploitations, being the SLTI of 36.92 – $32.27 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for plots of low erosion. The olive groves with moderate erosion presented SLTI values between 23.21 to $19.66 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in simulations at 100 years, with a loss of olive groves in 150 years. Finally, plots with maximum erosion presented values of 22.90 – $19.63 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in simulations at 25 years, with the crop being unsustainable in longer simulation time intervals.

On the other hand, BA PDO, a region with an intermediate erosion risk oscillating around $78.5 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and with only 5% of the area irrigated [25,58], presented SLTI values of 108.75 – $106.80 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for olive groves with minimum erosion set on limestone soils. However, these values were 135.96 – $134.01 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for crops on compact loams. For long simulation times, the influence of erosive processes increased, decreasing the index values to $101.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for minimum erosion plots and $71.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for plots of low erosion in 150-year projections in olive groves on limestone soils. These decreases were up to $130.54 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $100.54 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in olive groves on compact loams. Although moderate and maximum erosion plots were sustainable for 100 years, with SLTI values of 58.87 and $8.87 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for olive groves on limestone soils, and 86.68 – $36.68 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for olive groves on compact loams, no crop was viable in the distant future (150 years).

MA PDO, the only region with olives on acidic soils and a granitic substratum [27], presented a high risk of erosion (values of up to $400.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), with only 5% of its olives under irrigation [25,58]. Thus, minimum values of SLTI (i.e., poorly developed and shallow soils) were obtained at the beginning of the simulation at 12.06 – $10.11 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and maximum values of SLTI about 120.96 – $119.01 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ were estimated on well-developed soils. However, in longer projections, these values decreased to $6.42 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $115.32 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively, in plots with minimum erosion, and $85.32 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in plots with low erosion in projections at 150 years. Plots with medium and maximum erosion were only sustainable for well-developed soils in 50-year projections, showing values of 71.61 and $21.61 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively, losing olive cultivation in shallow soils in 25 years.

PDOs PR and LU (areas with the same characteristics as BA PDO [25,58]) showed, in 1-year projections, acceptable soil losses of 121.55 – $119.60 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and 108.75 – $106.80 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively. However, as simulation time increased, a loss of tolerance to soil loss was observed. In this sense, the decline in the SLT index for PDOs PR and LU in projections at 150 years, was to 114.33 – $101.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for minimum erosion plots and 84.33 – $71.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for plots of low erosion, respectively. Lastly, although plots with medium and maximum erosion obtained SLTI values, in 100-year projections, of 71.68 and $21.68 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively, for PDO PR, and 58.87 and $8.87 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for PDO LU, the olive-growing was not compatible with 150-year viability.

The Granada PDOs (i.e., PG and MG) also presented a wide range of soil depths, making it difficult to achieve an accurate estimate of SLTI (from null values to almost $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). Special attention should be paid to the fact that in both PDOs, there are soils of equal or less depth than the minimum tillage layer considered for the maintenance of agricultural activity (20 cm) [19,63,64], presenting an average risk erosion value of $53.3 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (i.e., low level), along with approximately 24% of the surface area under irrigation [25,58]. While for PDO PG, a maximum SLTI at the beginning of the simulation of $181.45\text{--}179.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ was found, for MG, these values were $173.95\text{--}172.00 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. However, these ranges decreased over time, indicating a soil loss tolerance for PG, with $174.18 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for minimum erosion plots, $144.18 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for low erosion plots, and $31.68 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for medium erosion plots in projections at 150 years. Comparatively, for PDO MG, these values were $166.67 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $136.67 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and $24.17 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively. Finally, the olive groves with maximum erosion gave rise to an SLTI value of $81.56 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for PDO PG and $74.06 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for PDO MG in simulations over 100 years, losing the crop in longer temporal projections.

For SCZ and SS PDOs, olive-growing areas with a low erosion risk ($59.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and more than 32% of the olives under irrigation [25], all territories presented, at the beginning of the simulation, admissible soil losses of $135.95\text{--}134.00 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $121.55\text{--}119.60 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively. However, for PDO SCZ, these values decreased to $128.75 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for minimum erosion exploitations and to $98.75 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ for plots with low erosion in projections at 150 years. Similarly, for the PDO SS, these estimated values were $114.33 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $84.33 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively. On the other hand, although moderate and maximum erosion plots were sustainable at 100 years, presenting in PDO SCZ values of 86.08 and $36.08 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively, and for PDO SS, values of 71.68 and $21.68 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, the maintenance of the olive crop did not appear viable at 150 years. On the other hand, for PDO SM, a region with the same erosion risk and irrigated area as SCZ and SS PDOs [58], minimum and maximum values were established for the SLTI. Thus, for 1-year simulations, olive groves presented minimum values of soil losses of $16.75\text{--}14.80 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and maximum values of $100.75\text{--}98.80 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. However, in longer simulation times, these soil loss thresholds decreased to minimum values of $9.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and maximum values of $93.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in plots with minimum erosion and $63.55 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in plots with low erosion in projections at 150 years. On the other hand, plots of low, medium, and maximum erosion were only sustainable for well-developed soils, with a loss of olive cultivation in soils of little depth in projections greater than 10 years. Thus, although the plots of moderate and maximum erosion did not appear sustainable at 150 years, the cultivation of olive groves did indicate viability at 50 years, obtaining maximum results of soil loss tolerance of 50.88 and $0.88 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively.

Finally, for ES PDO, there was again great variability in soil depth, showing an average risk erosion value of $28.9 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (i.e., low level), and 10% of its surface area under irrigation [58]. This PDO showed, in 1-year simulations, minimum values of soil losses between 13.55 to $11.60 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and maximum values of $176.75\text{--}174.80 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. However, in projections of 150 years, these values decreased to reach minimum values of $6.30 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, and maximum values of $169.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in plots with minimum erosion, with those olive groves with higher erosive levels not sustainable in more distant projections. Conversely, on developed soils, SLTI values of $139.50 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $27.00 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ were seen in plots with low erosion and medium erosion, respectively, in this temporal projection. Finally, plots with maximum erosion showed a limit value of SLTI of $76.87 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ in 50-year projections, with the olive cultivation unsustainable in higher temporal projections.

These general results, in which SLTI ranges from values more than 10 to almost $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, show that it would be convenient to apply a more adjusted form to quantify this soil loss tolerance and, on the other hand, that according to these SLTI values, it would be convenient to adopt measures to increase the sustainability of Andalusian olive groves. Soil erosion, at basin (regional) and annual or decennial scales, is a net source of greenhouse gases, and the adoption of preventive erosion measures is increasingly relevant due to the lack of highly fertile agricultural land, competition for soil among different land uses, and population growth with better living conditions [52]. At the crop scale, it

would be highly recommended, for example, to apply a permanent vegetation cover, especially as specified above, during spring and autumn, when soil loss is greater [65].

3.2. Tolerance to Soil Erosion and Soil Productivity of Estepa PDO

3.2.1. Physical–Chemical Characteristics of the Soils Related to Their Erosion Level and Management

The soil texture of *Estepa* PDO was sandy-loam (with a predominance of calcareous material) with an average content of 50.92% sands, 33.30% silts, and 15.78% clays (see Table 3 for a more in-depth granulometric analysis). These soils are highly susceptible to erosion due to the low proportion of fine particles that can form stabilizing aggregates [23,60]. There is no direct trend regarding granulometric parameters depending on the agricultural management or erosion levels of the sampled plots. In general, there is a low clay content in the PDO, not exceeding 25.18%

Table 4 shows the values of physical–chemical edaphic parameters for the different management types and erosion levels for the calibration of the applied indices.

Firstly, it is necessary to highlight that the maximum soil weight value (W_{maximum}) obtained was $16,173.15 \text{ t ha}^{-1}$, corresponding to plots under ecological management with no erosion. However, excluding the tillage layer of 20 cm, this maximum value was $14,073.15 \text{ t ha}^{-1}$. According to these results, there was a positive relationship between erosion and dry bulk density, leading to a greater soil compaction [50,59]. A higher erosion level is often observed in areas where tillage and management practices increase soil compaction, resulting in high bulk density and reduced soil porosity [66,67]. Consequently, in the case of integrated rainfed management and severe erosion, an increase of 20.72% in the compaction of soils and decrease of up to 12.44% in the porosity was observed with respect to the values of rainfed integrated olive groves with null erosion, being a variable that contributes to mitigating soil loss by allowing rainwater infiltration into the subsoil [16,68]. In the integrated and rainfed olive groves with the greatest erosion, the soil depth decreased by 51.16%. Comparing these average values to the soil depth of the rainfed integrated plots with null erosion resulted in proportional decreases in the weight of soil per unit area, due to the acceleration of soil loss from the increase of erosive processes [33]. In irrigated olive crops, the density of the soil increased by up to 15%, with decreases in the weight of the soil by up to 15.13% with respect to the rainfed integrated olive grove, due to the implementation of irrigation as a practice of agrarian intensification leading to an increase in soil loss from runoff [62,69]. On the other hand, soil moisture with hydric incorporation to the crop was also higher, presenting plots with moderate and severe erosion with 63.64% and 56.73% more water content, compared to rainfed plots and equivalent erosion. Ecological management gave rise to soils of greater depth (increases of up to 5.40%) and lower dry bulk density than plots under integrated management (decreases of between 8.70 to 9.31%), due to the agrarian management characteristics that promote soil conservation and fertility [33].

Table 4. Mean values and standard deviation, where possible ($\bar{x} \pm \text{SD}$), of the edaphic variables measured, specifying their abbreviation and unit, for the different management types and levels of erosion. Also shown are the rescaled and sufficiency values (dimensionless) of the corresponding variables used to calibrate the Adapted Soil Loss Tolerance Index for Olive Groves (SLTIog) and Soil Productivity Index (SPI).

Variable (Abbreviation, unit)	Integrated Olive Groves						Ecological Olive Groves	
	Rainfed				Irrigation		Rainfed	
	Null Erosion	Slight Erosion	Moderate Erosion	Severe Erosion	Moderate Erosion	Severe Erosion	Null Erosion	Moderate Erosion
Dry bulk density (DBD, g cm^{-3})	1.11 \pm 0.01	1.12 \pm 0.02	1.20 \pm 0.02	1.34 \pm 0.01	1.38 \pm 0.01	1.44 \pm 0.01	1.05 \pm 0.02	1.14 \pm 0.03
Soil depth (D, cm)	141.70 \pm 3.00	124.30 \pm 1.70	109.50 \pm 1.87	69.20 \pm 1.59	80.81 \pm 0.87	57.20 \pm 0.66	154.03 \pm 1.12	119.70 \pm 1.01
Soil weight (W, t ha^{-1})	15,728.70 \pm 541.60	13,921.60 \pm 112.75	13,140.00 \pm 315.71	9272.80 \pm 266.18	11,151.78 \pm 150.46	8236.80 \pm 136.81	16,173.15 \pm 322.19	13,645.80 \pm 154.37
Equivalence 1 t soil (Eq, mm)	0.09	0.09	0.08	0.07	0.07	0.07	0.09	0.09
Clays (Cl, %)	11.41 \pm 0.17	14.44 \pm 0.01	25.18 \pm 0.09	11.62 \pm 0.07	17.25 \pm 0.12	14.27 \pm 0.02	12.41 \pm 0.08	19.65 \pm 0.10
Porosity (Por, %)	68.33 \pm 0.77	62.58 \pm 0.03	60.04 \pm 0.81	59.83 \pm 0.06	58.64 \pm 0.01	55.41 \pm 0.06	68.96 \pm 0.17	66.05 \pm 0.12
Moisture (M, %)	35.10 \pm 0.35	31.03 \pm 0.02	25.30 \pm 0.06	22.38 \pm 0.01	41.12 \pm 0.26	34.27 \pm 0.04	24.73 \pm 0.21	23.42 \pm 0.17
pH (—)	8.55 \pm 0.03	8.27 \pm 0.01	8.18 \pm 0.01	7.90 \pm 0.02	8.16 \pm 0.02	7.85 \pm 0.01	8.60 \pm 0.02	8.21 \pm 0.02
Gravel (G, %)	11.28 \pm 0.42	7.25 \pm 0.04	3.71 \pm 0.06	0.22 \pm 0.01	0.36 \pm 0.02	0.00 \pm 0.00	15.73 \pm 0.53	4.06 \pm 0.08
Organic matter (OM, %)	3.70 \pm 0.08	2.90 \pm 0.02	2.54 \pm 0.02	1.39 \pm 0.01	2.08 \pm 0.02	1.06 \pm 0.03	3.91 \pm 0.05	2.67 \pm 0.03
Potassium (K, mg kg^{-1})	84.47 \pm 1.42	82.64 \pm 0.45	71.80 \pm 0.49	56.05 \pm 0.76	73.18 \pm 0.84	67.53 \pm 0.71	168.58 \pm 3.48	161.32 \pm 2.64
Normalized Porosity (nPor, —)	0.99	0.91	0.87	0.87	0.85	0.80	1.00	0.96
Normalized Gravel (nG, —)	0.72	0.46	0.24	0.01	0.02	0.00	1.00	0.26
Normalized Organic matter (nOM, —)	0.95	0.74	0.65	0.36	0.53	0.27	1.00	0.68
Sufficiency Clays (SCL, —)	0.57	0.71	1.00	0.58	0.86	0.71	0.62	0.98
Sufficiency Moisture (SM, —)	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sufficiency pH (SpH, —)	0.75	0.75	0.75	0.77	0.75	0.77	0.75	0.75
Sufficiency Organic matter (SOM, —)	0.92	0.63	0.63	0.35	0.52	0.26	0.98	0.67
Sufficiency Potassium (SK, —)	0.50	0.49	0.42	0.33	0.43	0.40	0.99	0.95

Chemically, decreases of 7.60% and 62.43% were observed for pH and organic matter of the soil, respectively, as the erosive level of the rainfed plots increased (i.e., from null to severe), resulting from the loss of cations due to runoff. These observations were greatest in irrigated plots [16,69,70]. Additionally, the implementation of irrigation increased these differences, assuming a decrease of between 0.24 to 0.63% of pH and 18.11 to 23.74% of organic matter content in the moderate and severe erosion levels compared to the values estimated for rainfed olive groves. However, ecological management showed, with respect to integrated management, increases in these variables of 0.58% and 5.67%, respectively, due to the vegetation covers employed [71]. Finally, the concentration of potassium, a fundamental ion in agricultural productivity [55,72], decreased with the erosion level in rainfed integrated crops by 33.64%. However, irrigation led to an increase in the estimated amount of this cation of up to 1.92% and 20.48% in plots of moderate and severe erosion compared to rainfed plots. The concentration of this ion was higher in ecological crops than in integrated farming, due to the minimization of the tillage practices and the use of organic fertilizers, promoting soil conservation and fertility [73]. It showed increases with respect to integrated plots with the same erosion level, of 99.57% for crops without erosion and 126.07% in plantations with moderate erosion.

In summary, soil depth, porosity, organic matter, and potassium content directly decrease with the level of erosion due to soil loss affecting soil productivity. As Díaz et al. emphasized [51], organic matter is one of the most important factors of soil resistance to erosion, due to its contribution to the formation of stable aggregates and facilitation of infiltration. The greater depth of the soil indicates, in most cases, the health of the soil and the greater potential time it has to be eroded. In *Estepa*, the average soil depth is around 100 cm but shows lower values when soil erosion is severe. Irrigation has a negative effect on the presence of organic matter and potassium, whose values are also higher in ecological management than in integrated management.

3.2.2. Soil Loss Tolerance Indices (SLTI; SLTIog) and Soil Productivity Index (SPI) in the Estepa Region

Table 5 shows the variables corresponding to the linear regression model that defines the normalised erosion retardation factor (nERF). This model presented a R^2 : 95.5%, which was highly significant (p -value < 0.001 ***; statistical F : 254.925).

Table 5. Main calibration parameters corresponding to the linear regression defining the normalized erosion retardation factor (nERF). Significance values are: very significant (<0.01 **); highly significant (<0.001 ***).

			Normalized Variables					
			Gravel		Porosity		Organic Matter	
Coefficient	α	1.050	β	1.252	γ	0.373	δ	−2.623
Standard error	-			0.117		0.105		0.143
Significance	-			<0.001 ***		0.001 **		<0.001 ***

Using this calibration, in Table 6, the different estimations of indices considered are shown. Although there were no significant differences between the applied indices ($p = 0.983$ (> 0.05); $F < 0.001$), the consideration of soil variables related to erosion in the SLTIog allows us to see that the potential long-term sustainability of these crops is greater than that measured with the SLTI. In this sense, differences between SLTI and SLTIog gradually increased as the erosion level of the plots and the simulation times progressed. For null erosive states, there were no differences between the two indices, as there was no soil loss. For the cases with severe erosion in rainfed regimes, differences between 0.01 to 11.26% were detected for simulations at 1 and 150 years, respectively. Additionally, through the application of the SLTIog, olive groves with irrigation and severe erosion showed a high reduction in the SLTIog value in 150-year simulations, demonstrating the sustainable character of these plots (0.41 t ha^{−1} year^{−1}). In this sense, it should be noted that this reduction in the value of the SLTIog observed for this treatment is fundamentally due to the magnitude of the erosion (36.68 t ha year), together with

a lower content of gravel, porosity, and organic matter than the rest of the evaluated treatments (i.e., erosive states and agricultural management), resulting in the generation of a lower erosive retardation factor (ERF_i).

Table 6. Time estimation of the Soil Loss Tolerance Index (SLTI), the Soil Loss Tolerance Index for Olive Groves (SLTIog), and Soil Productivity Index (SPI) for each agricultural management and erosion level in *Estepa* PDO. If in any of the simulated times, the value of any of the indices is zero (0), it is considered to be an unsustainable situation (US).

	Erosion	T sim	SLTI		SLTIog		SPI
			t ha ⁻¹ year ⁻¹	mm year ⁻¹	t ha ⁻¹ year ⁻¹	mm year ⁻¹	
Integrated	0.00	1	135.09	12.16	135.09	12.16	0.19
		10	135.10	12.16	135.10	12.16	0.19
		25	135.11	12.16	135.11	12.16	0.19
		50	135.14	12.16	135.14	12.16	0.19
		150	135.25	12.17	135.25	12.17	0.19
	2.81	1	116.79	10.51	116.79	10.51	0.14
		10	116.55	10.49	116.57	10.49	0.14
		25	116.14	10.45	116.20	10.46	0.14
		50	115.47	10.39	115.58	10.40	0.13
		150	112.77	10.15	113.12	10.18	0.13
	6.88	1	107.33	8.59	107.33	8.59	0.15
		10	106.72	8.54	106.75	8.54	0.15
		25	105.71	8.46	105.76	8.46	0.15
		50	104.02	8.32	104.13	8.33	0.15
		150	97.26	7.78	97.58	7.81	0.14
	36.68	1	65.56	4.59	65.57	4.59	0.02
		10	62.27	4.36	62.37	4.37	0.02
		25	56.79	3.98	57.03	3.99	0.02
		50	47.66	3.34	48.13	3.37	0.02
		150	11.11	0.78	12.52	0.88	0.01
Ecological	6.88	1	83.85	5.87	83.85	5.87	0.09
		10	83.24	5.83	83.28	5.83	0.09
		25	82.23	5.76	82.31	5.76	0.08
		50	80.55	5.64	80.71	5.65	0.08
		150	73.80	5.17	74.29	5.20	0.08
	36.68	1	53.20	3.72	53.21	3.72	0.02
		10	49.91	3.49	50.02	3.50	0.02
		25	44.43	3.11	44.71	3.13	0.02
		50	35.30	2.47	35.85	2.51	0.01
		150	US	US	0.41	0.03	US
	0.00	1	140.73	12.67	140.73	12.67	0.45
		10	140.74	12.67	140.74	12.67	0.45
		25	140.76	12.67	140.76	12.67	0.45
		50	140.78	12.67	140.78	12.67	0.45
		150	140.89	12.68	140.89	12.68	0.45
	2.58	1	113.63	10.23	113.64	10.23	0.38
		10	113.41	10.21	113.44	10.21	0.38
		25	113.04	10.17	113.11	10.18	0.37
		50	112.43	10.12	112.57	10.13	0.37
		150	109.96	9.90	110.38	9.93	0.36

The results show that the current erosion level and irrigation played an important role in soil loss tolerance. The SLTI and SLTIog values exhibited a decrease of around 50 and 90%, to 1 and 150

years, respectively, in the integrated rainfed olive groves. Similarly, both indices showed decreases, with respect to rainfed integrated management, of around 20–25%, showing a negative effect of the irrigation on soil loss tolerance. In the case of ecological management, an increase in tolerance to soil loss can be observed with respect to integrated management, being 4.00–4.17% for olive crops without erosion and 5.87–13.12% with moderate erosion. This shows a greater sustainability of this management type in relation to erosion tolerance [20].

Several studies mention the negative impact of irrigation on erosion, especially through increasing surface runoff and contributing to the infiltration of pollutants (herbicides and pesticides) into groundwater [13,69]. Other studies show that localized and deficit irrigation avoids or minimizes these impacts [47]. Although a considerable number of olive groves under irrigation in Andalusia are subject to this form of application, the results seem to indicate that irrigation in this region with high water stress and relatively degraded soils have a potentiating influence on erosion [74]. Deficit and localized irrigation improve water use efficiency and vegetative growth control (optimizing fruit size and quality); however, soil management remains essential to avoid the synergistic effect of irrigation and erosion. For example, in the Andalusian olive grove a superficial tillage of the soil can be applied that increases its roughness, allowing a short-duration storage of the water from precipitation (that exceeds infiltration speed) in small depressions. Also, conservation tillage can be applied, maintaining mulching with crop residues on the soil surface and a degree of vegetation cover that protects the soil from the direct impact of raindrops, and conserves high levels of organic matter in the soil [75]. Organic matter in the upper soil layers provides better soil aggregation and reduces crusting or compaction by increasing the water-holding capacity of the soil [76].

The results of this study seem to suggest a clear inverse relationship between erosion and irrigation with a tolerance to soil loss of olive groves. To support this relationship, a sampling design, data collection, and analysis with that specific objective should be considered. However, the results do allow us to clearly appreciate that the persistence of the olive groves in *Estepa*, evaluated under the SLTI, would not be guaranteed in the long term (150 years). However, applying the new SLTIog developed in this study, the olive groves with severe erosion and irrigation may be viable at 150 years (SLTIog: $0.41 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). Thus, the differences between SLTI and SLTIog are the result of a more reliable index derived from the incorporation of the influence of different soil variables as mitigating agents of erosive processes. In addition, its validity and calibration can be verified based on the results being within the limits obtained from the SLTI estimated from bibliographic data for the area of study in Figure 3.

The olive groves of *Estepa* presented low–intermediate values of productivity according to the estimated SPI [55]. The most productive plots were those of ecological management without erosion, whose values corresponded to the range 0.4–0.8. In the olive groves with integrated management and severe erosion, the relatively low yield was essentially due to the combination of low organic matter content (rainfed and irrigated) and a generalized low potassium content (sufficiency values lower than 0.5) [55–57]. In our study, the influence of erosive processes resulted in productive decreases of up to 89.47% in integrated rainfed management with severe erosion. In the cases of moderate erosion, the inclusion of irrigation led to a decrease of 40% in the SPI, while in the olive groves with ecological management, there were increases of 136.84% and 153.33% with null and moderate erosion, respectively. As is well known, soil erosion decreases the soil's natural fertility, as it eliminates in a first stage the finest particles, clays, and organic matter, as well as nutrients, such as potassium, associated with these particles [25,77]. Soil nutrient loss through runoff and sediment is a major driver for soil fertility decline. In fact, erosion-based constraints associated with stressful climatic conditions define significantly the productivity of farming systems [77]. Furthermore, Qiu et al. [72] suggest that potassium plays a critical role in ecosystem functioning and is a limiting factor in the recovery of vegetation, essential for soil cover. The most effective measure to mitigate erosion in olive groves, according to Zuazo and Pleguezuelo [65], would be the planting or development of a vegetation

ground cover that would affect the maintenance of organic matter, nutrients, and porosity, reducing the risk of erosion by up to 75% [8,71].

4. Conclusions

Soil erosion is the most important cause of soil productivity reduction, due to soil nutrient loss, worsening soil texture, and a decrease in soil infiltration. The crop-specific SLTI and SPI provide highly relevant information for farmers and decision-makers on sustainability (persistence in time) and crop viability (production). The new SLTIog developed in this study incorporates certain variables that influence erosion and improve the reliability of the SLTI, especially for olive groves. Although there were no significant differences between the values of the two indices, the consideration of different soil variables related to erosion in the SLTIog made it possible to detect that the potential long-term sustainability of *Estepa* olive groves is greater than that measured with the SLTI. In any case, the values of the indices applied in the *Estepa* case study, especially the SLTIog, conform to the stipulated theoretical ranges.

In future research, some additional variables (i.e., other nutrients, depth to maximum clay content in the soil profile) could be incorporated or a more precise adjustment could be made to those variables already applied (i.e., mathematical relationships between variables and erosion) to improve the solidity of the index. The impacts of off-site (downstream) soil erosion, such as sediment damage, degradation of water and air quality, and greenhouse gas emissions, are increasingly causing concern in society. In agreement with other authors, such as Lal in 2019 [52], the formal incorporation of the social costs (for example, dredging of waterways or deterioration in the quality of river water) of off-site damage into the concept of tolerance to soil loss is a major challenge for the future.

Author Contributions: Conceptualization, A.A.R.S. and A.J.R.; data curation, A.A.R.S.; formal analysis, A.A.R.S., J.M.B., and A.J.R.; investigation, A.A.R.S., J.M.B., and A.J.R.; methodology, A.A.R.S. and J.M.B.; project administration, A.J.R.; resources, J.M.B. and A.J.R.; software, A.A.R.S. and A.J.R.; supervision, J.M.B. and A.J.R.; validation, J.M.B. and A.J.R.; visualization, A.A.R.S.; writing—original draft, A.A.R.S.; writing—review and editing, A.A.R.S., J.M.B., and A.J.R.

Funding: This research was not funded by any public or private institution.

Acknowledgments: The authors thank Moisés Caballero, Secretary of the *Estepa* Protected Denomination of Origin, and M.A. Rodríguez Sousa for her comments and suggestions on the first drafts of the manuscript. Antonio Alberto Rodríguez Sousa is a PhD student supported through a scholarship from the Complutense University of Madrid. In Memoriam: Antonio Rodríguez Hermida and Herminda Sousa Cougil.

Conflicts of Interest: The authors declare that they have no conflicts of interest.

References

1. INE. *Agriculture, Forestry and Fishing*; INE (Instituto Nacional de Estadística/Statistical Spanish Office): Madrid, Spain, 2013; Available online: <http://www.ine.es> (accessed on 16 August 2019).
2. INE. *Agriculture and Environment*; INE (Instituto Nacional de Estadística/Statistical Spanish Office): Madrid, Spain, 2014; Available online: <http://www.ine.es> (accessed on 17 August 2019).
3. JA. *Los Paisajes de Olivar en Andalucía: Propuesta Para la Inscripción en la Lista de Patrimonio Mundial 2018*; JA (Junta de Andalucía/Regional Government of Andalusia): Andalusia, Spain, 2018; Volume I, p. 714. Available online: <https://www.dipujaen.es/export/files/paisajes-del-olivar/propuesta-POAs-Vol1-formulario-y-registro.pdf> (accessed on 17 August 2019). (In Spanish)
4. JA. *Los Paisajes de Olivar en Andalucía: Propuesta Para la Inscripción en la Lista de Patrimonio Mundial 2018*; JA (Junta de Andalucía/Regional Government of Andalusia): Andalusia, Spain, 2018; Volume II, p. 720. Available online: <https://www.dipujaen.es/export/files/paisajes-del-olivar/propuesta-POAs-Vol2-anexos.pdf> (accessed on 17 August 2019). (In Spanish)
5. Velázquez, B.; Buffaria, B. About farmers' bargaining power within the new CAP. *Agric. Food Econ.* **2017**, *5*, 16. [CrossRef]

6. Sayadi, S.; Erraach, Y.; Parra-López, C. Translating consumer's olive-oil quality-attribute requirements into optimal olive-growing practices: A quality function deployment (QFD) approach. *Br. Food J.* **2017**, *119*, 190–214. [CrossRef]
7. Rodríguez-Entrena, M.; Colombo, S.; Arriaza, M. The landscape of olive groves as a driver of the rural economy. *Land Use Policy* **2017**, *65*, 164–175. [CrossRef]
8. Gómez-Calero, J.A. *Sostenibilidad de la Producción de Olivar en Andalucía*; Instituto de Agricultura Sostenible, Instituto de Agricultura Sostenible, Centro Superior de Investigaciones Científicas: Córdoba, Spain, 2010; Available online: https://www.ias.csic.es/sostenibilidad_olivar/Sost_2009/Sostenibilidad_de_la_Producci%F3n_de_Olivar_en_Andaluc%EDa3.pdf (accessed on 1 August 2019). (In Spanish)
9. Rescia, A.J.; Sanz-Cañada, J.; Del Bosque-González, I. A new mechanism based on landscape diversity for funding farmer subsidies. *Agron. Sustain. Dev.* **2017**, *37*, 9. [CrossRef]
10. Van Vliet, J.; de Groot, H.L.F.; Rietveld, P.; Verburg, P.H. Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landsc. Urban Plan.* **2015**, *133*, 24–36. [CrossRef]
11. Rodríguez-Cohard, J.C.; Sánchez-Martínez, J.D.; Gallego-Simón, V.J. Olive crops and rural development: Capital, knowledge and tradition. *Reg. Sci. Policy Pract.* **2018**. [CrossRef]
12. Martínez, J.R.F.; Zuazo, V.H.D.; Raya, A.M. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Sci. Total Environ.* **2006**, *358*, 46–60. [CrossRef]
13. López-Pintor, A.; Salas, E.; Rescia, A. Assessment of Agri-Environmental Externalities in Spanish Socio-Ecological Landscapes of Olive Groves. *Sustainability* **2018**, *10*, 2640. [CrossRef]
14. Sastre, B.; Barbero-Sierra, C.; Bienes, R.; Marques, M.J.; García-Díaz, A. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *J. Soils Sediments* **2017**, *17*, 873–888. [CrossRef]
15. Gómez, J.A.; Infante-Amate, J.; De Molina, M.G.; Vanwalleghem, T.; Taguas, E.V.; Lorite, I. Olive cultivation, its impact on soil erosion and its progression into yield impacts in Southern Spain in the past as a key to a future of increasing climate uncertainty. *Agriculture* **2014**, *4*, 170–198. [CrossRef]
16. Lal, R. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Tillage Res.* **2005**, *81*, 137–142. [CrossRef]
17. Parras-Alcántara, L.; Lozano-García, B.; Keesstra, S.; Cerdà, A.; Brevik, E.C. Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top soils. *Sci. Total Environ.* **2016**, *571*, 498–506. [CrossRef] [PubMed]
18. Sánchez-Escobar, F.; Coq-Huelva, D.; Sanz-Cañada, J. Measurement of sustainable intensification by the integrated analysis of energy and economic flows: Case study of the olive-oil agricultural system of Estepa, Spain. *J. Clean. Prod.* **2018**, *201*, 463–470. [CrossRef]
19. Moreira-Madueño, J.M. Capacidad de uso y erosión de suelos. In *Una Aproximación a la Evaluación de Tierras en Andalucía*; Junta de Andalucía, Agencia del Medio Ambiente: Sevilla, Spain, 1991; Available online: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Red_informacion_ambiental/productos/Publicaciones/articulos/articulos_pdf/Paralelo.PDF (accessed on 18 January 2019). (In Spanish)
20. Lombardi-Neto, F.; Bertoni, J. Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo. *Bol. Tec. Inst. Agron.* **1975**, *28*, 12.
21. Li, L.; Du, S.; Wu, L.; Liu, G. An overview of soil loss tolerance. *Catena* **2009**, *78*, 93–99. [CrossRef]
22. Liu, G.; Li, L.; Wu, L.; Wang, G.; Zhou, Z.; Du, S. Determination of soil loss tolerance of an entisol in Southwest China. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2009**, *73*, 412–417. [CrossRef]
23. BOJA. Ministry of Employment, Business and Commerce; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia): Andalusia, Spain, 2015. Available online: <https://www.juntadeandalucia.es/organismos/empleoempresaycomercio/areas/industria/seguridad/paginas/denominaciones-calidad-aceite-oliva.html> (accessed on 15 August 2019). (In Spanish)
24. BOJA. Pliego de Condiciones de la Denominación de Origen Protegida Estepa; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin); Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural: Andalusia, Spain, 2016. Available online: <http://www.webcitation.org/77MOBd5Gh> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
25. Martínez, J.D.S.; Simón, V.J.G.; Jiménez, E.A. El olivar andaluz y sus transformaciones recientes. *Estudios Geográficos* **2011**, *72*, 203–229. (In Spanish) [CrossRef]
26. Connor, D.J. Adaptation of olive (*Olea europaea* L.) to water-limited environments. *Aust. J. Agric. Res.* **2005**, *56*, 1181–1189. [CrossRef]

27. BOJA. *Plan director del Olivar Andaluz Decreto 103/2015*; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin): Andalusia, Spain, 2015. Available online: <http://www.webcitation.org/77MO1YwQe> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
28. Loumou, A.; Giourga, C. Olive groves: “The life and identity of the Mediterranean”. *Agric. Hum. Values* **2003**, *20*, 87–95. [CrossRef]
29. BOE. *Ley 5/2011, de 6 de octubre, del Olivar de Andalucía*; BOE (Boletín Oficial del Estado/State Official Bulletin): Andalusia, Spain, 2011; Available online: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-17494> (accessed on 3 August 2019). (In Spanish)
30. Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. *A Universal Soil-Loss Equation to Guide Conservation Farm Planning*, 1st ed.; International Society of Soil Science: Madison, WI, USA, 1961; pp. 418–425.
31. Diodato, N. Predicting RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) monthly erosivity index from readily available rainfall data in Mediterranean area. *Environmentalist* **2006**, *26*, 63–70. [CrossRef]
32. Onori, F.; De Bonis, P.; Grauso, S. Soil erosion prediction at the basin scale using the revised universal soil loss equation (RUSLE) in a catchment of Sicily (southern Italy). *Environ. Geol.* **2006**, *50*, 1129–1140. [CrossRef]
33. Rodríguez Sousa, A.A.; Barandica, J.M.; Sanz-Cañada, J.; Rescia, A.J. Application of a dynamic model using agronomic and economic data to evaluate the sustainability of the olive grove landscape of Estepa (Andalusia, Spain). *Landsc. Ecol.* **2019**, *34*, 1547–1563. [CrossRef]
34. IECA. *Datos Espaciales de Referencia de Andalucía (DERA): G17 Divisiones Administrativas*; IECA (Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía/Institute of Statistics and Cartography of Andalusia): Andalusia, Spain, 2018; Available online: <http://www.webcitation.org/77MQd2rHN> (accessed on 3 April 2019). (In Spanish)
35. SIOSE. *Plan Nacional Para la Observación del Territorio: Sistema de Información Sobre Ocupación del Suelo de España*; SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España/Information System on Land Use in Spain): Madrid, Spain, 2011; Available online: www.siose.es (accessed on 11 August 2019). (In Spanish)
36. Sánchez Escobar, F. *Sistemas Complejos: Una Aplicación Para el Análisis de los Balances Energéticos y Económicos en el Agrosistema de Olivar de Estepa*. Ph.D. Thesis, Universidad de Sevilla, Sevilla, Spain, 2015.
37. Gisbert Blanquer, J.M.; Ibañez Asensio, S.; Moreno Ramón, H. *El factor K de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE)*; Universitat Politècnica de València: Valencia, Spain, 2012; Available online: <http://hdl.handle.net/10251/16850> (accessed on 12 August 2019). (In Spanish)
38. Gómez, J.A.; Battany, M.; Renschler, C.S.; Fereres, E. Evaluating the impact of soil management on soil loss in olive orchards. *Soil Use Manag.* **2003**, *19*, 127–134. [CrossRef]
39. MAPAMA. *Mapa de Estados Erosivos (1987–2001)*; Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente/Ministry of Agriculture, Food and Environment: Madrid, Spain, 2017. Available online: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapas_estados_erosivos.aspx (accessed on 11 August 2019). (In Spanish)
40. Helson, O.; Beaucour, A.L.; Eslami, J.; Noumowe, A.; Gotteland, P. Physical and mechanical properties of soilcrete mixtures: Soil clay content and formulation parameters. *Constr. Build. Mater.* **2017**, *131*, 775–783. [CrossRef]
41. Bouyoucos, G.J. A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils. *Agron. J.* **1951**, *43*, 434–438. [CrossRef]
42. Beretta, A.N.; Silbermann, A.V.; Paladino, L.; Torres, D.; Bassahun, D.; Musselli, R.; García-Lamohte, A. Soil texture analyses using a hydrometer: Modification of the Bouyoucos method. *Ciencia Investigación Agraria* **2014**, *41*, 263–271. [CrossRef]
43. Afolayan, O.S.; Oderinde, F.O. Evaluation of deterioration index in soil nutrients due to cultivation of different cocoa species in southwest Nigeria. *J. Appl. Sci. Environ. Manag.* **2018**, *22*, 547–552. [CrossRef]
44. Laudicina, V.A.; Novara, A.; Barbera, V.; Egli, M.; Badalucco, L. Long-term tillage and cropping system effects on chemical and biochemical characteristics of soil organic matter in a Mediterranean semiarid environment. *Land Degrad. Dev.* **2015**, *26*, 45–53. [CrossRef]
45. Pérez, J.; Salazar, R.C.; Stokes, A. An open access database of plant species useful for controlling soil erosion and substrate mass movement. *Ecol. Eng.* **2017**, *99*, 530–534. [CrossRef]
46. Fleskens, L.; Stroosnijder, L. Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed? *Geoderma* **2007**, *141*, 260–271. [CrossRef]

47. Álvarez, S.; Soriano, M.A.; Landa, B.B.; Gómez, J.A. Soil properties in organic olive groves compared with that in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. *Soil Use Manag.* **2007**, *23*, 404–416. [CrossRef]
48. Soriano, M.A.; Álvarez, S.; Landa, B.B.; Gómez, J.A. Soil properties in organic olive orchards following different weed management in a rolling landscape of Andalusia, Spain. *Renew. Agric. Food Syst.* **2014**, *29*, 83–91. [CrossRef]
49. SEISnet. *Spanish Soil Information System*; CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas/Spanish National Research Council): Seville, Spain, 2019; Available online: <http://evenor-tech.com/banco/seisnet/seisnet.htm> (accessed on 1 November 2019).
50. Porta Casanellas, J.; López-Acevedo Reguerín, M.; Roquero de Laburu, C. *Edafología: Para la Agricultura y el Medio Ambiente*, 3rd ed.; Ediciones Mundi-Prensa: Madrid, Spain, 2003; p. 807. (In Spanish)
51. Díaz, A.R.; Rubio, J.Q.; Silla, R.O.; Navarro, A.S.; Juárez, M.F.D.; Vázquez, J.G. El uso de parámetros edáficos como indicadores de riesgo de erosión. Rambla de Las Moreras, Murcia, SE de España. In *International Conference on Desertification*; Dialnet Foundation: Logroño, Spain, 2009; Available online: <https://congresos.um.es/icod/icod2009/paper/viewFile/5241/5461> (accessed on 27 September 2018).
52. Lal, R. Accelerated soil erosion as a source of atmospheric CO₂. *Soil Tillage Res* **2019**, *188*, 35–40. [CrossRef]
53. González, C.G.; Lise, A.V.; Felpeto, A.B. *Tratamiento de Datos Con R, Statistica y SPSS*, 1st ed.; Ediciones Díaz de Santos: Madrid, Spain, 2013; pp. 217–415. (In Spanish)
54. Fuentes Yagüe, J.L. *Manual práctico de Manejo del Suelo y de los Fertilizantes*, 1st ed.; Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación: Madrid, Spain, 1997; p. 159. (In Spanish)
55. Duan, X.; Shi, X.; Li, Y.; Rong, L.; Fen, D. A new method to calculate soil loss tolerance for sustainable soil productivity in farmland. *Agron. Sustain. Dev.* **2017**, *37*, 2. [CrossRef]
56. Duan, X.W.; Yun, X.; Feng, Y.J.; Yin, S.Q. Study on the method of soil productivity assessment in black soil region of Northeast China. *Agric. Sci. China* **2009**, *8*, 472–481. [CrossRef]
57. Duan, X.; Xie, Y.; Liu, B.; Liu, G.; Feng, Y.; Gao, X. Soil loss tolerance in the black soil region of Northeast China. *J. Geogr. Sci.* **2012**, *22*, 737–751. [CrossRef]
58. BOJA. *El Pronóstico de la Erosión de Suelos Como Parte del Proceso de Evaluación*; BOJA (Boletín Oficial de la Junta de Andalucía/Official Regional Government of Andalusia Bulletin): Andalusia, Spain, 2002. Available online: https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/documentos_tecnicos/uso_suelo/pronostico.pdf (accessed on 22 August 2019). (In Spanish)
59. Rodrigo-Comino, J.; Taguas, E.; Seeger, M.; Ries, J.B. Quantification of soil and water losses in an extensive olive orchard catchment in Southern Spain. *J. Hydrol.* **2018**, *556*, 749–758. [CrossRef]
60. Pagliai, M.; Vignozzi, N.; Pellegrini, S. Soil structure and the effect of management practices. *Soil Tillage Res.* **2004**, *79*, 131–143. [CrossRef]
61. Palese, A.M.; Pasquale, V.; Celano, G.; Figliuolo, G.; Masi, S.; Xiloyannis, C. Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: Effects on microbiological quality of soil and fruits. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2009**, *129*, 43–51. [CrossRef]
62. Villanueva, A.J.; Gómez-Limón, J.A.; Arriaza, M.; Nekhay, O. Analysing the provision of agricultural public goods: The case of irrigated olive groves in southern Spain. *Land Use Policy* **2014**, *38*, 300–313. [CrossRef]
63. Kairis, O.; Karavitis, C.; Kounalaki, A.; Salvati, L.; Kosmas, C. The effect of land management practices on soil erosion and land desertification in an olive grove. *Soil Use Manag.* **2013**, *29*, 597–606. [CrossRef]
64. Rodríguez-Entrena, M.; Arriaza, M. Adoption of conservation agriculture in olive groves: Evidences from southern Spain. *Land Use Policy* **2013**, *34*, 294–300. [CrossRef]
65. Zuazo, V.H.D.; Pleguezuelo, C.R.R. Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review. *Agron. Sustain. Dev.* **2009**, *28*, 65–86. [CrossRef]
66. Guzmán, G.; Perea-Moreno, A.J.; Gómez, J.A.; Cabrerizo-Morales, M.Á.; Martínez, G.; Giráldez, J.V. Water Related Properties to Assess Soil Quality in Two Olive Orchards of South Spain under Different Management Strategies. *Water* **2019**, *11*, 367. [CrossRef]
67. Capello, G.; Biddoccu, M.; Ferraris, S.; Cavallo, E. Effects of Tractor Passes on Hydrological and Soil Erosion Processes in Tilled and Grassed Vineyards. *Water* **2019**, *11*, 2118. [CrossRef]
68. Koulouri, M.; Giourga, C. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena* **2007**, *69*, 274–281. [CrossRef]

69. Rodríguez Sousa, A.A.; Barandica, J.M.; Rescia, A. Ecological and Economic Sustainability in Olive Groves with Different Irrigation Management and Levels of Erosion: A Case Study. *Sustainability* **2019**, *11*, 4681. [\[CrossRef\]](#)
70. Belletti, G.; Marescotti, A.; Sanz-Cañada, J.; Vakoufaris, H. Linking protection of geographical indications to the environment: Evidence from the European Union olive-oil sector. *Land Use Policy* **2015**, *48*, 94–106. [\[CrossRef\]](#)
71. Pleguezuelo, C.R.R.; Zuazo, V.H.D.; Martínez, J.R.F.; Peinado, F.J.M.; Martín, F.M.; Tejero, I.F.G. Organic olive farming in Andalusia, Spain. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **2018**, *38*, 20. [\[CrossRef\]](#)
72. Qiu, K.; Xie, Y.; Xu, D.; Pott, R. Ecosystem functions including soil organic carbon, total 473 nitrogen and available potassium are crucial for vegetation recovery. *Sci. Rep.* **2018**, *8*, 7607. [\[CrossRef\]](#)
73. Expósito, A.; Berbel, J. Sustainability implications of deficit irrigation in a mature water economy: A case study in southern Spain. *Sustainability* **2017**, *9*, 1144. [\[CrossRef\]](#)
74. García-Ruiz, J.M. The effects of land use on soil erosion in Spain: A review. *Catena* **2010**, *81*, 1–11. [\[CrossRef\]](#)
75. Hobbs, P.R.; Sayre, K.; Gupta, R. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **2007**, *363*, 543–555. [\[CrossRef\]](#)
76. Chartzoulakis, K.; Bertaki, M. Sustainable water management in agriculture under climate change. *Agric. Sci. Proc.* **2015**, *4*, 88–98. [\[CrossRef\]](#)
77. Bashagaluke, J.B.; Logah, V.; Opoku, A.; Sarkodie-Addo, J.; Quansah, C. Soil nutrient loss through erosion: Impact of different cropping systems and soil amendments in Ghana. *PLoS ONE* **2018**, *13*, e0208250. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

ANEXO 9

RECOPILACIÓN DE RESULTADOS
CORRESPONDIENTES A LA ESTIMACIÓN
TEÓRICA DEL ÍNDICE TOLERANCIA A LA
PÉRDIDA DE SUELO APLICADO A CULTIVOS
(TPSC) EN LAS DENOMINACIONES DE ORIGEN
PROTEGIDAS (DOPS) DE ACEITE DE OLIVA EN
ANDALUCÍA (ESPAÑA)

RESULTADOS DEL ÍNDICE TPSc PARA CADA DOP

a) Denominación de Origen Protegida Sierra de Cádiz:

Tabla Anexo 9.1 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Sierra de Cádiz*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	72,56	6,00
	10	72,22	5,97
	25	71,65	5,92
	50	70,71	5,84
	150	66,92	5,53
25	1	72,36	5,98
	10	70,22	5,80
	25	66,65	5,51
	50	60,71	5,02
	150	36,92	3,05
100	1	71,61	5,92
	10	62,72	5,18
	25	47,90	3,96
	50	23,21	1,92
	150	CnS	CnS
200	1	70,61	5,84
	10	52,72	4,36
	25	22,90	1,89
	50	CnS	CnS
	150	CnS	CnS

b) Denominación de Origen Protegida *Antequera*:

Tabla Anexo 9.2 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Antequera*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	69,55	6,00
	10	69,11	5,96
	25	68,38	5,89
	50	67,16	5,79
	150	62,27	5,37
25	1	69,35	5,98
	10	67,11	5,79
	25	63,38	5,46
	50	57,16	4,93
	150	32,27	2,78
100	1	68,60	5,91
	10	59,61	5,14
	25	44,63	3,85
	50	19,66	1,69
	150	CnS	CnS
200	1	67,60	5,83
	10	49,61	4,28
	25	19,63	1,69
	50	CnS	CnS
	150	CnS	CnS

c) Denominación de Origen Protegida *Baena*:

Tabla Anexo 9.3 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Baena*, tanto para suelos calizos como para territorios desarrollados sobre margas compactas, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	Territorios calizos		Territorios con margas compactas	
		TPSc promedio		TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	108,75	8,00	135,96	10,00
	10	108,31	7,96	135,64	9,97
	25	107,58	7,91	135,09	9,93
	50	106,37	7,82	134,18	9,87
	150	101,50	7,46	130,54	9,60
25	1	108,55	7,98	135,76	9,98
	10	106,31	7,82	133,64	9,83
	25	102,58	7,54	130,09	9,57
	50	96,37	7,09	124,18	9,13
	150	71,50	5,26	100,54	7,39
100	1	107,80	7,93	135,01	9,93
	10	98,81	7,27	126,14	9,27
	25	83,83	6,16	111,34	8,19
	50	58,87	4,33	86,68	6,37
	150	CnS	CnS	CnS	CnS
200	1	106,80	7,85	134,01	9,85
	10	88,81	6,53	116,14	8,54
	25	58,83	4,33	86,34	6,35
	50	8,87	0,65	36,68	2,70
	150	CnS	CnS	CnS	CnS

d) Denominación de Origen Protegida *Montoro-Adamuz*:

Tabla Anexo 9.4 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Montoro-Adamuz*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc mínimo		TPSc máximo	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	12,06	1,00	120,96	10,00
	10	11,72	0,97	120,62	9,97
	25	11,15	0,92	120,05	9,92
	50	10,21	0,84	119,11	9,84
	150	6,42	0,53	115,32	9,53
25	1	11,86	0,98	126,76	9,98
	10	9,72	0,80	118,62	9,80
	25	6,15	0,51	115,05	9,51
	50	0,20	0,02	109,11	9,02
	150	CnS	CnS	85,32	7,05
100	1	11,11	0,92	120,01	9,92
	10	2,22	0,18	111,12	9,18
	25	CnS	CnS	96,30	7,96
	50	CnS	CnS	71,61	5,92
	150	CnS	CnS	CnS	CnS
200	1	10,11	0,84	119,01	9,84
	10	CnS	CnS	101,12	8,36
	25	CnS	CnS	71,30	5,89
	50	CnS	CnS	21,61	1,79
	150	CnS	CnS	CnS	CnS

e) Denominación de Origen Protegida Priego:

Tabla Anexo 9.5 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Priego*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	121,55	8,00
	10	121,12	7,97
	25	120,39	7,92
	50	119,18	7,84
	150	114,33	7,52
25	1	121,35	7,98
	10	119,12	7,84
	25	115,39	7,59
	50	109,18	7,18
	150	84,33	5,55
100	1	120,60	7,93
	10	111,62	7,34
	25	96,64	6,36
	50	71,68	4,72
	150	CnS	CnS
200	1	119,60	7,87
	10	101,62	6,69
	25	71,64	4,71
	50	21,68	1,43
	150	CnS	CnS

f) Denominación de Origen Protegida *Lucena*:

Tabla Anexo 9.6 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Lucena*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	108,75	8,00
	10	108,31	7,96
	25	107,58	7,91
	50	106,37	7,82
	150	101,50	7,46
25	1	108,55	7,98
	10	106,31	7,82
	25	102,58	7,54
	50	96,37	7,09
	150	71,50	5,26
100	1	107,80	7,93
	10	98,81	7,27
	25	83,83	6,16
	50	58,87	4,33
	150	CnS	CnS
200	1	106,80	7,85
	10	88,81	6,53
	25	58,83	4,33
	50	8,87	0,65
	150	CnS	CnS

g) Denominación de Origen Protegida *Poniente de Granada*:

Tabla Anexo 9.7 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Poniente de Granada*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc mínimo		TPSc máximo	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	CnS	0,00	181,45	15,00
	10	CnS	CnS	181,01	14,96
	25	CnS	CnS	180,28	14,90
	50	CnS	CnS	179,06	14,80
	150	CnS	CnS	174,18	14,40
25	1	CnS	CnS	181,25	14,98
	10	CnS	CnS	179,01	14,79
	25	CnS	CnS	175,28	14,49
	50	CnS	CnS	169,06	13,97
	150	CnS	CnS	144,18	11,92
100	1	CnS	CnS	180,50	14,92
	10	CnS	CnS	171,51	14,17
	25	CnS	CnS	156,53	12,94
	50	CnS	CnS	131,56	19,87
	150	CnS	CnS	31,68	2,62
200	1	CnS	CnS	179,50	14,83
	10	CnS	CnS	161,51	13,35
	25	CnS	CnS	131,53	10,87
	50	CnS	CnS	81,56	6,74
	150	CnS	CnS	CnS	CnS

h) Denominación de Origen Protegida *Montes de Granada*:

Tabla Anexo 9.8 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Montes de Granada*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc mínimo		TPSc máximo	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	CnS	0,00	173,95	15,00
	10	CnS	CnS	173,51	14,96
	25	CnS	CnS	172,78	14,89
	50	CnS	CnS	171,56	14,79
	150	CnS	CnS	166,67	14,37
25	1	CnS	CnS	173,75	14,98
	10	CnS	CnS	171,51	14,79
	25	CnS	CnS	167,78	14,46
	50	CnS	CnS	161,56	13,93
	150	CnS	CnS	136,67	11,78
100	1	CnS	CnS	173,00	14,91
	10	CnS	CnS	164,01	14,14
	25	CnS	CnS	149,03	12,85
	50	CnS	CnS	124,06	10,69
	150	CnS	CnS	24,17	2,08
200	1	CnS	CnS	172,00	14,83
	10	CnS	CnS	154,01	13,28
	25	CnS	CnS	124,03	10,69
	50	CnS	CnS	74,06	6,38
	150	CnS	CnS	CnS	CnS

i) Denominación de Origen Protegida *Sierra de Cazorla*:

Tabla Anexo 9.9 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Sierra de Cazorla*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	135,95	8,09
	10	135,52	8,07
	25	134,79	8,02
	50	133,58	7,95
	150	128,75	7,66
25	1	135,75	8,08
	10	133,52	7,95
	25	129,79	7,73
	50	123,58	7,36
	150	98,75	5,88
100	1	135,00	8,04
	10	126,02	7,50
	25	111,04	6,61
	50	86,08	5,12
	150	CnS	CnS
200	1	134,00	7,98
	10	116,02	6,91
	25	86,04	5,12
	50	36,08	2,15
	150	CnS	CnS

j) Denominación de Origen Protegida *Sierra de Segura*:

Tabla Anexo 9.10 Resultados promedios del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Sierra de Segura*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc promedio	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	121,55	8,00
	10	121,12	7,97
	25	120,39	7,92
	50	119,18	7,84
	150	114,33	7,52
25	1	121,35	7,98
	10	119,12	7,84
	25	115,39	7,59
	50	109,18	7,18
	150	84,33	5,55
100	1	120,60	7,93
	10	111,62	7,34
	25	96,64	6,36
	50	71,68	4,72
	150	CnS	CnS
200	1	119,60	7,87
	10	101,62	6,69
	25	71,64	4,71
	50	21,68	1,43
	150	CnS	CnS

k) Denominación de Origen Protegida Sierra Mágina:

Tabla Anexo 9.11 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Sierra Mágina*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc mínimo		TPSc máximo	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	16,75	1,00	100,75	6,00
	10	16,32	0,97	100,32	5,97
	25	15,59	0,93	99,59	5,93
	50	14,38	0,86	98,38	5,86
	150	9,55	0,57	93,55	5,57
25	1	16,55	0,99	100,55	5,99
	10	14,32	0,85	98,32	5,85
	25	10,59	0,63	94,59	5,63
	50	4,38	0,26	88,38	5,26
	150	CnS	CnS	63,55	3,78
100	1	15,80	0,94	99,80	5,94
	10	6,82	0,41	90,82	5,41
	25	CnS	CnS	75,84	4,51
	50	CnS	CnS	50,88	3,03
	150	CnS	CnS	CnS	CnS
200	1	14,80	0,88	98,80	5,88
	10	CnS	CnS	80,82	4,81
	25	CnS	CnS	50,84	3,03
	50	CnS	CnS	0,88	0,05
	150	CnS	CnS	CnS	CnS

l) Denominación de Origen Protegida *Estepa*:

Tabla Anexo 9.12 Resultados mínimos y máximos del índice TPSc ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ y mm año^{-1}) para la DOP *Estepa*, especificando la erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y tiempos de simulación (T sim, en años). En caso de comprobarse el carácter no sostenible del olivar en alguna de las proyecciones temporales se procedió a la calificación de ese escenario como CnS: cultivo no sostenible

Erosión ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$)	T sim (años)	TPSc mínimo		TPSc máximo	
		$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}	$\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$	mm año^{-1}
5	1	13,55	1,00	176,75	13,00
	10	13,11	0,96	176,31	12,96
	25	12,38	0,91	175,58	12,91
	50	11,17	0,82	174,37	12,82
	150	6,30	0,46	169,50	12,46
25	1	13,35	0,98	176,55	12,98
	10	11,11	0,82	174,31	12,82
	25	7,38	0,54	170,58	12,54
	50	1,17	0,09	164,37	12,09
	150	CnS	CnS	139,50	10,26
100	1	12,60	0,93	175,80	12,93
	10	3,61	0,27	166,81	12,27
	25	CnS	CnS	151,83	11,16
	50	CnS	CnS	126,87	9,33
	150	CnS	CnS	27,00	1,99
200	1	11,60	0,85	174,80	12,85
	10	CnS	CnS	156,81	11,53
	25	CnS	CnS	126,83	9,33
	50	CnS	CnS	76,87	5,65
	150	CnS	CnS	CnS	CnS

“The problem with being very clever, is that sooner or later you end up getting too clever for your own good”.
Alexander Mahone (1956).

“Por el sufrimiento han surgido las almas más fuertes. Las personalidades más enormes están marcadas con cicatrices”.
Yibrán Jalil Yibrán (1883-1931).



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID • 2020
ISBN: 978-84-09-21984-1